

Control aviar de plagas de artrópodos en cultivos leñosos mediterráneos



Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas

Autor:

D. DANIEL DE LAS HERAS BRAVO

Director y Tutor Académico:

D. JOSÉ MARÍA REY BENAYAS

Alcalá de Henares, a 16 de septiembre de 2015

D. José María Rey Benayas

CERTIFICA:

Que el trabajo titulado: *Control aviar de plagas de artrópodos en cultivos leñosos mediterráneos*, ha sido realizado bajo mi dirección y autorización académica por el alumno D. Daniel de las Heras Bravo.

En Alcalá de Henares, a 16 de septiembre de 2015

FIRMADO: José María Rey Benayas

ÍNDICE

Página

1. Resumen.....	7
2. Abstract.....	9
3. Introducción.....	11
3.1 Agricultura, plaguicidas y conservación de la biodiversidad.....	11
3.2 Control biológico de plagas y restauración ecológica.....	15
3.3 Objetivos e hipótesis.....	18
4. Material y métodos.....	21
4.1 Áreas de estudio.....	21
4.2 Instalación de nidos artificiales.....	23
4.3 Seguimiento de nidos artificiales.....	28
4.4 Experimentos de depredación.....	29
4.5 Estimación de tasas de consumo por las aves insectívoras.....	32
4.6 Análisis estadísticos.....	33
5. Resultados.....	35
5.1 Uso de los nidos artificiales.....	35
5.2 Depredación de orugas centinela.....	42
5.3 Tasas de consumo.....	45
6. Discusión.....	47
6.1 Nidos artificiales y condicionantes ambientales en su utilización.....	47
6.2 Potencial de las aves insectívoras como agentes de control biológico.....	55
6.3 Líneas de investigación futura.....	59
7. Conclusiones.....	61
8. Agradecimientos.....	63
9. Bibliografía.....	65
10. Anexos.....	71

1. RESUMEN

Las plagas agrícolas son un problema ambiental y económico relevante. El control biológico mediante enemigos naturales de las plagas es una alternativa al empleo de pesticidas químicos. El objetivo principal de este Trabajo es evaluar el potencial de las aves insectívoras como reguladores de plagas en cultivos leñosos de España central. Para ello se instalaron nidos artificiales en fincas agrícolas de frutales, viñedo y olivar y se siguió la ocupación de los mismos y se realizaron experimentos de depredación con orugas centinela durante tres años consecutivos. Además se estimaron tasas de consumo de las aves insectívoras en las diferentes fincas. La ocupación de los nidos artificiales se incrementó con el tiempo transcurrido desde su instalación y promedió un 58% al tercer año, observándose una influencia de las características del hábitat sobre la misma y sobre el reclutamiento. El efecto sobre el reclutamiento de la distancia a la vegetación natural o seminatural más próxima y del clima fue distinto en fincas diferentes, y la intensidad de la competencia sólo se manifestó en una de las tres fincas estudiadas. Las tasas de depredación de orugas centinela fueron mayores sólo cerca (un 80% superior hasta 5 m) de los nidos artificiales ocupados por aves que en los correspondientes controles. Las tasas de consumo estimadas variaron entre 71 kg/año en una finca de frutales de 80 ha y 1.002 kg/año en un viñedo de 203 ha. Concluimos que la instalación de nidos artificiales *ad-hoc* en cultivos leñosos mediterráneos incrementa el servicio de control biológico de plagas suministrado por la avifauna.

Palabras clave: Agricultura española, Aves insectívoras, Control biológico, Enemigos naturales, Invertebrados, Nido artificial.

2. ABSTRACT

Agricultural pests are a significant environmental and economic problem. Biological control using natural enemies of pests is an alternative to the use of chemical pesticides. The main aim of this Study is to evaluate the potential of insectivorous birds as pest controllers in woody crops in central Spain. For this, nest boxes were installed in fruit farms, vineyards and olive groves and occupation was traced and predation experiments with sentinel caterpillars were conducted for three consecutive years. In addition, consumption rates of insectivorous birds were estimated at different farms. The occupation of the nest boxes increased with the time since its installation and averaged 58% in the third year, showing an influence of habitat characteristics on it and on breeding. The effect on the breeding of the distance to the nearest natural or semi-natural vegetation and of the climate was different in different farms, and the intensity of competition was only expressed in one of the three studied farms. Predation rates of sentinel caterpillars were higher only near of (80% higher up to 5 m) nest boxes occupied by birds than in the corresponding controls. Estimated consumption rates ranged from 71 kg/year in an 80 ha fruit farm and 1.002 kg/year in a 203 ha vineyard. We conclude that the *ad-hoc* installation of nest boxes in Mediterranean woody crops increases the biological pest control service by birds.

Keywords: Biological control, Insectivorous birds, Invertebrates, Natural enemies, Nest box, Spanish agriculture.

3. INTRODUCCIÓN

3.1 Agricultura, plaguicidas y conservación de la biodiversidad

El manejo de la tierra por parte del ser humano para la obtención de recursos alimenticios se remonta a tiempos neolíticos. Desde entonces, la agricultura se ha convertido en una de las actividades más influyentes tanto para éste como para su entorno, generando cambios significativos tanto a nivel ecológico, como económico, social o alimenticio (Zapata *et al.* 2004). Debido al aumento de la demanda por el incremento poblacional dicha relevancia no frena, y se ha estimado un aumento del 23% de las tierras de cultivo a nivel mundial para el año 2050 (Tilman *et al.* 2001).

La agricultura, además de proporcionar alimento, materiales textiles y combustibles, suministra otros tipos de servicios ecosistémicos, tales como los de soporte, los de regulación y los culturales. En cuanto a los servicios de soporte, cabe destacar la importancia de la agricultura en el mantenimiento de la fertilidad del suelo si se llevan a cabo prácticas agrícolas adecuadas, lo que es fundamental para el sostenimiento de la productividad. La regulación de la dinámica poblacional de polinizadores, plagas y organismos silvestres, la regulación de la calidad y cantidad de agua, la conservación de suelo o la mitigación del cambio climático también forman parte de los servicios de regulación proporcionados por la actividad agrícola. Asimismo, ésta nos aporta otros bienes de un carácter menos tangible y material, como lo son servicios de índole cultural, tales como conocimiento tradicional, recreación por el paisaje, sentido de pertenencia o actividades de ocio (turismo, caza, entre otras) (Swinton *et al.* 2007). Por ello, existe una necesidad imperante de conciliar la producción agrícola con la conservación de la biodiversidad y los servicios que ésta provee a los humanos (Foley *et al.* 2011; Rey Benayas & Bullock 2012).

El sector agrícola también presenta una serie de aspectos negativos, entre los cuales destacan las afecciones ocasionadas por las plagas. Las plagas agrícolas han sido un problema para el hombre desde que la agricultura se ha convertido en una industria (Headley 1972). Se estima en 70.000 el número de especies que pueden constituirse en plagas, aunque únicamente un 10% de dicha cifra puede considerarse como plagas graves (Pimentel 1997). Muchos tipos de organismos pueden formar plagas, entre ellos

destacan: microbios, hierbas, nematodos, moluscos, aves, mamíferos, pero principalmente invertebrados artrópodos. Dentro de estos últimos, los más relevantes son insectos y ácaros. Históricamente, este fenómeno ha supuesto importantes daños en los cultivos (**Figura 1**). Ya en 1994, Oerke *et al.* comentaban que, a pesar del uso de más de 2,5 millones de toneladas de pesticidas, se perdía anualmente a nivel mundial alrededor del 40% de la producción agrícola potencial de alimentos debido a las malas hierbas, las fitopatologías y las plagas de insectos, siendo estas últimas las de mayor incidencia con un 15%. Hoy en día, este 15 % de pérdidas agrícolas a causa de insectos se mantiene, por lo que el problema no está ni mucho menos resuelto (Maxmen 2013).



Figura 1. Plaga de langostas afectando a un campo de cultivo. Fuente: El Tribuno.

Por ello, el ser humano ha invertido mucho esfuerzo y recursos a lo largo de la Historia con el objetivo de combatir dichas plagas. Tradicionalmente se empleaban compuestos naturales y técnicas respetuosas con el medio ambiente. Sin embargo, desde 1945, y debido a un gran auge de la industria química, se usan pesticidas de origen sintético. Su aplicación en tierras de cultivo se generalizó y actualmente se han convertido en elementos de uso común para la gran mayoría de agricultores. Ciertamente las cifras les avalan, puesto que han contribuido notablemente a la reducción de pérdidas agrícolas debidas a algunas plagas de insectos, fitopatologías o malas hierbas, incrementando de

esta manera los rendimientos en la producción agraria. Se estima que sin su uso las pérdidas en cultivos por plagas podrían incrementarse en un 30% (Paoletti & Pimentel 2000). Un estudio indica que entre 1960 y 1990 el rendimiento en el cultivo de cereal aumentó en más de un 98% a nivel mundial y en más de un 187% en Francia debido en gran parte al incremento en el uso de plaguicidas (Hossard *et al.* 2014). Pese a la enorme inversión que se destina a su uso (se invierten por ejemplo alrededor de 8.000 millones de dólares en Estados Unidos cada año en el control de plagas), los pesticidas son rentables económicamente. Un estudio estima que estos compuestos retornan cerca de 4 dólares por dólar invertido en su aplicación (Pimentel *et al.* 1993).

Sin embargo, esta supuesta rentabilidad económica es debida a que en dichas estimas no se tienen en cuenta los costes ambientales y sobre la salud pública que conlleva la aplicación masiva de pesticidas. En 2007 el empleo de pesticidas alcanzó la cifra de 2.400 millones de kilogramos en todo el mundo, siendo los países asiáticos y latinoamericanos los que mayor cantidad dedican por hectárea de tierra cultivable. En el otro extremo se encuentra el continente africano, mientras que Europa presenta cifras relativamente altas. De todos estos plaguicidas utilizados, el 33% lo conforman compuestos insecticidas para luchar contra los artrópodos que constituyen plagas en las tierras agrícolas (Stokstad & Grullón 2013). Pero la aplicación desmesurada de estas sustancias conlleva importantes riesgos a nivel económico, ecológico y social. Se trata de compuestos nocivos puesto que, entre otras razones: contaminan el agua y el suelo, disminuyen la fertilidad del sustrato y fomentan la erosión edáfica, alteran los ciclos biogeoquímicos, reducen la biodiversidad en general por no tener una acción específica así como también eliminan individuos de especies beneficiosas y enemigos naturales de las plagas, generan resistencias en las especies plaga, provocan rebrotes y plagas secundarias, contaminan los alimentos y provocan enfermedades y otros problemas de salud en los agricultores y consumidores (Niu *et al.* 2014; Wan *et al.* 2015).

De esta manera, existe un grave problema de contaminación química en el sustrato y en diferentes organismos a causa del abuso de pesticidas (Zhang *et al.* 2007). Un hecho alarmante es que, a pesar de que muchos de ellos ya han sido prohibidos por su peligrosidad, sus moléculas pueden permanecer estables en el suelo, los sedimentos o el hielo. Por ello, la aplicación de otros plaguicidas permitidos y que inducen un

incremento de la erosión edáfica puede provocar el retorno de estos compuestos a la superficie activa. Este es el caso por ejemplo del uso de glifosfatos, utilizados como herbicidas postemergencia, que contribuye a la liberación del peligroso DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano) almacenado en el sustrato (Sabatier *et al.* 2014). El agua, tanto la superficial como la edáfica, también puede verse muy afectada por estas sustancias. En España, y debido a sus condiciones climáticas y edáficas, las prácticas agrícolas son fuertemente dependientes del empleo de pesticidas, lo que provoca que por ejemplo se utilicen más de 30 compuestos de diferentes familias químicas para combatir las plagas en los viñedos. Así, existen estudios que demuestran niveles de estos contaminantes por encima de los límites legalmente permitidos en diferentes cuencas fluviales ibéricas (Hildebrandt *et al.* 2008; Pose-Juan *et al.* 2015).

Sin embargo, no solo el medio abiótico es gravemente afectado. Muchos organismos sufren muerte directa o envenenamientos secundarios a causa de la ingesta de presas contaminadas. Además, parámetros vitales como la supervivencia, el crecimiento o la reproducción no escapan al efecto negativo de los plaguicidas, sin olvidar la reducción de fuentes alimenticias o de refugio (Paoletti & Pimentel 2000). La inespecificidad de estos compuestos hace que no solo eliminan organismos plaga, sino también otros que ayudan precisamente a regularlas, así como también aquellos que resultan beneficiosos para el medio agrícola por aportar importantes servicios ecosistémicos. Es el caso por ejemplo de las abejas y abejorros, insectos clave en el fenómeno de la polinización. Existe una creciente alarma entorno a la dramática disminución de sus efectivos y al Síndrome de Colapso de las Colonias, y numerosos estudios han demostrado ya que los plaguicidas, principalmente los neonicotinoides, pueden estar detrás de esta situación (Pimentel 2005; Henry *et al.* 2012; Whitehorn *et al.* 2012). Otro grupo muy sensible a la exposición a estas sustancias es el de los anfibios (Brühl *et al.* 2013), que están viendo mermadas sus poblaciones drásticamente a nivel mundial. Las aves pueden actuar como excelentes indicadores de los niveles de estos contaminantes en el medio puesto que también son vulnerables frente a la exposición a los mismos, ya sea por la escasez de alimento ocasionada (Hellmich 1992) o por los problemas de toxicidad o incluso teratogeneidad inducidos en los individuos (Del Moral *et al.* 2004). Pero esta inducción a un mayor número de casos de cáncer no solo se da en el resto de animales, sino también en el ser humano. Se estima que el 1% de los episodios de cáncer en Estados

Unidos es debido a esta causa. Además, muchos otros son los problemas de salud o enfermedades en cuyo origen pueden estar involucrados los plaguicidas. Se cree que mundialmente 26 millones de personas padecen contaminación por estas sustancias cada año, con un resultado mortal en 220.000 de estos casos (Paoletti & Pimentel 2000).

Por todo ello, es necesario buscar alternativas al uso de estos compuestos químicos para mitigar las plagas, ya que además, su efecto disminuye progresivamente, lo que hace que la eficacia y rentabilidad de estos tratamientos sea cada vez menor (Tscharrntke *et al.* 2005). Por otro lado, el escenario futuro de cambio climático prevé posibles efectos negativos en la agricultura y en el desarrollo de las plagas, por lo que será preciso disponer de otras medidas más flexibles para su regulación (Mall *et al.* 2006). Existe ya una considerable presión social, y algunos países ya han limitado el uso de los pesticidas agrícolas. Además, recientemente está en auge el desarrollo de los biopesticidas, compuestos sintéticos elaborados a partir de sustancias de origen natural. Sin embargo, su utilización también puede ser perjudicial para el medio ambiente (Hao & Yang 2013), por lo que nosotros preferimos mecanismos que se hallen más en consonancia con la naturaleza. Uno de ellos es el control biológico de plagas.

3.2 Control biológico de plagas y restauración ecológica

El control biológico se basa en el empleo de enemigos naturales de los organismos que pueden constituirse en plagas para regular sus poblaciones. Dichos seres vivos pueden ser depredadores, parásitos o patógenos. Entre ellos destacan los microbios, los insectos, los arácnidos y muchos vertebrados, principalmente las aves insectívoras (Zhou *et al.* 2014). De esta manera, se aprovecha un relevante servicio ecosistémico brindado por la biodiversidad y que ha demostrado reportar importantes beneficios económicos (Colloff *et al.* 2013). Lo más inteligente es fomentar el buen desarrollo de la fauna autóctona puesto que, en condiciones óptimas, actuará como un gran aliado del agricultor (Ruiz Torres 2014).

Existe una fuerte coevolución entre las plantas, los insectos fitófagos y los depredadores que se alimentan de estos últimos. Tanto es así, que se cree incluso que las plantas afectadas por la herbivoría son capaces de emitir señales o sustancias químicas para

atraer a las aves insectívoras y de esta manera poder defenderse de los insectos fitófagos (Mäntylä *et al.* 2008). Este hecho corrobora el potencial que presentan las aves en cualquier tipo de explotación agrícola. Y aunque la mayoría de investigadores hayan preferido orientar sus estudios hacia el potencial de otros artrópodos en el control de plagas, existen evidencias de la eficacia del control aviar. Numerosas publicaciones han demostrado que una mayor presencia de aves en las tierras de cultivo puede hacer disminuir las poblaciones de insectos plaga (**Figura 2**), tanto en cultivos tropicales como el del café (Kellermann *et al.* 2008; Johnson *et al.* 2010; Karp *et al.* 2013), como en cultivos mediterráneos o de clima más templado como los viñedos y los cultivos de manzano (Mols & Visser 2002; Mols & Visser 2007; Jedlicka *et al.* 2011). De esta manera, la calidad y cantidad de las cosechas pueden verse favorecidas sin apenas aumentar la inversión en la regulación de las plagas.

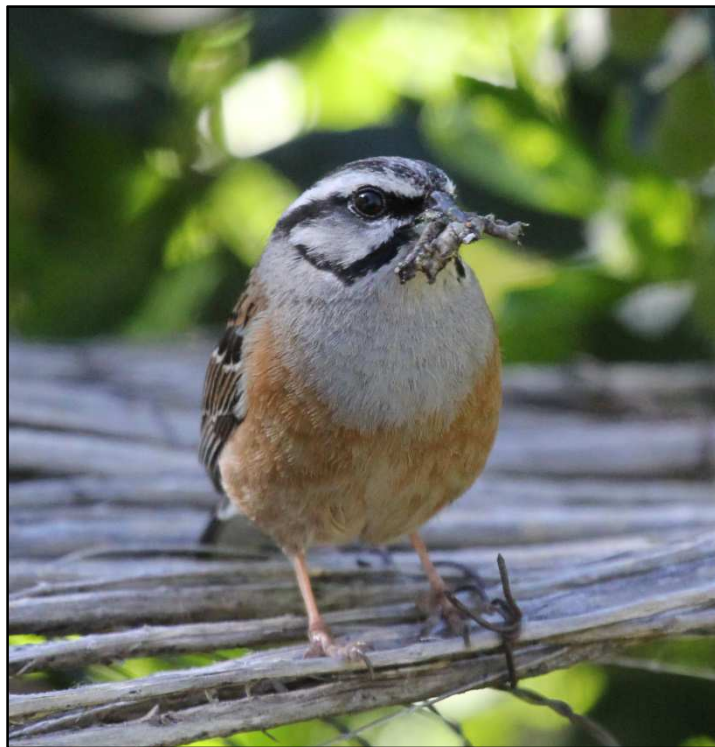


Figura 2. Escribano montesino (*Emberiza cia*) con orugas en el pico. Autor: Daniel de las Heras Bravo

Sin embargo, y aunque es cierto que la mecanización e intensificación de la agricultura han supuesto un gran avance en términos de eficiencia, éstas también han ocasionado

graves daños como la simplificación del medio agrícola. Esto se ve reflejado tanto en una disminución de la heterogeneidad ambiental y de la fertilidad del suelo como en un descenso de la biodiversidad, hechos que repercuten directamente en la producción agraria (Geiger *et al.* 2010). Dicha reducción de la biodiversidad afecta no solo a las especies silvestres sino que también amenaza a las especies cuyo hábitat de vida es el agrícola (Kleijn *et al.* 2006), y en particular a los enemigos naturales de las plagas (Zhao *et al.* 2015). De esta manera, y desde hace unas décadas, es evidente el descenso en el número de individuos y en la diversidad aviar en los campos de cultivo, influyendo por tanto en su potencial depredador (Tremblay *et al.* 2001; Vickery *et al.* 2002). La cuestión es compleja porque el grado de biodiversidad en los agroecosistemas depende de varios factores: intensidad del manejo, permanencia de cultivos dentro del agroecosistema, grado de aislamiento del agroecosistema y de la vegetación natural, diversidad de la vegetación dentro y alrededor del agroecosistema (Alessandria *et al.* 2002). Así, su rol en el control de plagas es dependiente de la complejidad del paisaje agrícola, lo que determina también una mayor presencia de especies generalistas o de especies especialistas (Chaplin-Kramer *et al.* 2011). Por ello, creemos que es necesario implementar prácticas de manejo adecuadas para fomentar el aumento de la biodiversidad en las tierras agrícolas (Zhao *et al.* 2015), y en concreto conseguir una estructura del paisaje adecuada para las aves (Gavier-Pizarro *et al.* 2012). Una de las alternativas es el empleo de la restauración ecológica (Bowen *et al.* 2007).

El agroecosistema objeto de nuestro Trabajo, los cultivos leñosos, ocupa cerca de cinco millones de hectáreas en España, lo que supone alrededor del 30% de la superficie agraria útil (MAGRAMA 2014). Y aunque muchos de ellos los conformen especies arbóreas, existen limitantes para la presencia de aves insectívoras en ellos, como por ejemplo la ausencia de huecos adecuados para anidar. Muchos de los ejemplares son árboles jóvenes, lo que se convierte en un impedimento para las aves trogloditas para hallar hábitats de nidificación (Moreno-Rueda 2003). Algunos ejemplos han sido descritos, como en el caso de los olivares (Muñoz-Cobo & Montesino 2005), cultivo de vital importancia en España puesto que en 2012 presentaba 2,5 millones de hectáreas y era el cultivo con más superficie en producción integrada (Ruiz Torres 2014). Una solución a este problema es la restauración ecológica estratégica mediante la instalación de nidos artificiales en los campos de cultivo (**Figura 3**). Sin embargo, y aunque

algunos estudios ya han demostrado su eficacia (Mols & Visser 2007; Jedlicka *et al.* 2011), existen pocas investigaciones al respecto, sobre todo en el caso de cultivos leñosos de ambiente mediterráneo.

De esta manera, este Trabajo se inició con la instalación de nidos artificiales en diferentes cultivos leñosos (viñedos, frutales y olivares) de la Península Ibérica, para continuar con un seguimiento y estudio de los parámetros relacionados con los mismos y con sus ocupantes durante tres años consecutivos (2013, 2014 y 2015).



Figura 3. Nidos artificiales instalados en nuestros campos de cultivo objeto de estudio. En la fotografía de la izquierda se observan pollos de aproximadamente 9 días de Carbonero común (*Parus major*). En la fotografía de la derecha se observan juveniles de aproximadamente 16 días de Herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*). Autor: Daniel de las Heras Bravo

3.3 Objetivos e hipótesis

El **objetivo general** de este Trabajo es investigar el potencial de regulación de plagas de invertebrados en distintos cultivos leñosos mediterráneos por parte de las aves insectívoras.

Como **objetivos específicos** se plantean los siguientes:

- **O1:** Evaluar el uso de nidos artificiales por parte de diferentes especies de aves y su variación a lo largo de tres años consecutivos.

- **O2:** Evaluar la relación entre el uso de los nidos artificiales y las características del hábitat.
- **O3:** Demostrar el potencial depredador de las aves insectívoras nidificantes mediante experimentos con orugas centinela.
- **O4:** Estimar las tasas de consumo de las aves insectívoras nidificantes en las distintas fincas estudiadas.

Las **hipótesis** son las siguientes:

- **H1:** La ocupación de nidos artificiales se incrementará con el tiempo transcurrido desde su instalación debido al aprendizaje y al aumento poblacional de las aves por los juveniles reclutados en los años anteriores.
- **H2:** Existirá una congruencia espacial de la ocupación de los nidos artificiales en años sucesivos debido a la selección positiva de hábitats con las características más favorables, por ejemplo con vegetación natural o seminatural más próxima.
- **H3:** La competencia tanto intra- como inter-específica afectará la distribución espacial de los nidos artificiales ocupados.
- **H4:** La tasa de depredación de orugas centinela será mayor cerca de los nidos artificiales ocupados por aves que en los correspondientes controles sin aves nidificantes.

Nuestro propósito es demostrar la utilidad que pueden presentar las aves en las explotaciones agrícolas frente a las plagas de artrópodos, para que de esta manera los agricultores conozcan una alternativa al uso de plaguicidas químicos y apliquen en sus campos las medidas de restauración aquí descritas favorecedoras de los enemigos naturales de las plagas.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1 Áreas de estudio

La instalación de los nidos artificiales se ha llevado a cabo en fincas agrícolas que incluyen una variedad de explotaciones de cultivos leñosos en las comunidades autónomas de Castilla y León, Extremadura y Castilla-La Mancha. Se trata en concreto de viñedos en Sardón de Duero (Valladolid), frutales en La Zarza y Pueblonuevo del Guadiana (Badajoz) y olivares en Valdepeñas y San Carlos del Valle (Ciudad Real). La ubicación de las fincas en el mapa de España puede verse en la **Figura 4**.

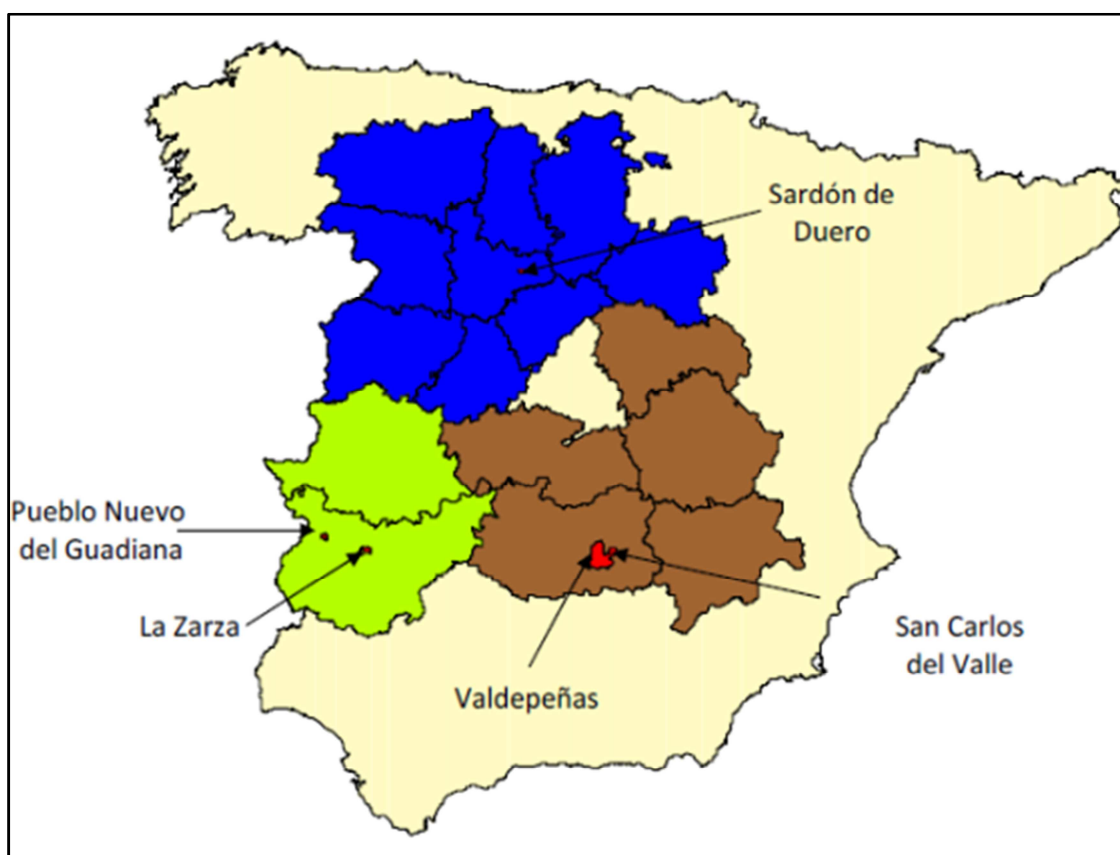


Figura 4. Localización de los municipios con las fincas donde se llevó a cabo la instalación de nidos artificiales.

A continuación se muestra una tabla (**Tabla 1**) donde se detallan las características de las diferentes fincas que han formado parte de este Trabajo.

Tabla 1. Relación de fincas donde se han instalado nidos artificiales. Se incluyen datos de propiedad, tipo de cultivo, municipio, provincia, ubicación geográfica y superficie.

CASTILLA Y LEÓN					
Finca (Propiedad)	Cultivo	Municipio	Provincia	Coordenadas geográficas	Superficie (ha)
Bodega Abadía Retuerta	Viñedo	Sardón de Duero	Valladolid	41° 36' 26'' N 4° 24' 25'' O	203
EXTREMADURA					
Finca (Propiedad)	Cultivo	Municipio	Provincia	Coordenadas geográficas	Superficie (ha)
Concejiles (HaciendasBio)	Frutales de hueso	La Zarza	Badajoz	38° 49' 38'' N 6° 16' 57'' O	62
El Chaparrito (HaciendasBio)	Frutales	Pueblonuevo del Guadiana	Badajoz	38° 56' 19'' N 6° 45' 38'' O	80
CASTILLA-LA MANCHA					
Finca (Propiedad)	Cultivo	Municipio	Provincia	Coordenadas geográficas	Superficie (ha)
Olivar de diseño (FIRE)	Olivar	Valdepeñas	Ciudad Real	38° 48' 43'' N 3° 21' 33'' O	1,9
Olivar de Vistalegre (FIRE)	Olivar	San Carlos del Valle	Ciudad Real	38° 48' 28'' N 3° 13' 52'' O	4,6
Olivar de Membrilla	Olivar	San Carlos del Valle	Ciudad Real	38° 53' 18'' N 3° 18' 06'' O	6,2

Además, cabe mencionar que las fincas de frutales de Badajoz albergan variedades de diferentes especies de árboles frutales. En el caso de la finca Concejiles se trata de los frutales de hueso: melocotonero (*Prunus persica*), nectarino (*Prunus persica* var. *nectarina*) y ciruelo (*Prunus domestica*). La finca El Chaparrito presenta, además de los anteriores frutales de hueso, pies de peral (*Pyrus communis*).

En general, las fincas se encuentran rodeadas de otros cultivos, con diferente grado de presencia de vegetación natural. Una descripción más detallada de los hábitats adyacentes puede consultarse en el **Anexo 1**.

Clima

Se trata de un clima mediterráneo continental, con veranos bastante cálidos e inviernos fríos. Las precipitaciones son irregulares y no muy abundantes, con mínimos en los meses estivales. Las fincas extremeñas no presentan un clima tan extremo debido a la

influencia atlántica. Los datos de temperatura media y precipitación de febrero a junio (época de cría de las aves) en los tres sitios de estudio con ocupación por aves entre 2012 y 2015 son los siguientes (**Tabla 2**).

Tabla 2. Datos climáticos referentes a Temperatura media (°C) y Precipitación (mm) durante la época de cría de las aves en las fincas Abadía Retuerta, Concejiles y El Chaparrito durante los tres años de estudio y el año anterior (2012).

	Abadía Retuerta		Concejiles		Chaparrito	
	Temp. media (°C)	Precipitación (mm)	Temp. media (°C)	Precipitación (mm)	Temp. media (°C)	Precipitación (mm)
2012	10,5	175	15,5	85	14,6	84
2013	9,1	281	14,7	303	14,5	311
2014	11,6	169	16,1	146	15,7	250
2015	11,6	157	17,1	107	16,3	132

Nota: Los datos mostrados son los referentes a los comprendidos entre los meses de febrero y junio para cada año. Datos obtenidos de las estaciones meteorológicas más próximas a cada finca: VA07-Valbuena de Duero (Abadía Retuerta), BA101-Mérida (Concejiles), BA204-Rueda Chica (Chaparrito). Fuente: SIAR (MAGRAMA).

4.2 Instalación de nidos artificiales

Antes de nada, es necesario mencionar que este Trabajo se engloba dentro y da continuidad a un proyecto financiado por el MAGRAMA y la Fundación Biodiversidad y llevado a cabo por la FIRE, con denominación: “Control aviar de plagas de invertebrados en cultivos leñosos mediante restauración ecológica estratégica”. Mi incorporación a dicho estudio tiene lugar en el otoño de 2013 a través de una Ayuda de Iniciación a la Investigación de la Universidad de Alcalá de Henares, lo que supone el inicio del segundo año del proyecto. De esta manera, mi aportación se ciñe al trabajo realizado en los dos últimos años (otoño de 2013 – verano de 2015) y a la explotación de los datos del primer año (2013), no habiendo participado en la instalación de los nidos artificiales ni en la recogida de datos del primer año. Por ello, lo referente a la instalación de los nidos artificiales viene tomado en base a la Memoria Técnica Final de dicho Proyecto (Rey Benayas *et al.* 2014).

Se utilizaron nidos artificiales con un diseño específico para la ocupación por páridos, una familia de aves forestales insectívoras bastante cosmopolita. Así, las especies

objetivo del Proyecto eran principalmente el Carbonero común (*Parus major*), el Herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*), el Carbonero garrapinos (*Periparus ater*) y el Herrerillo capuchino (*Lophophanes cristatus*). Si bien, y debido a las dimensiones del orificio de entrada, otras especies no deseadas también podrían utilizar los nidos artificiales, como diversos insectos como avispas o saltamontes, el Lirón careto (*Eliomys quercinus*) y otras aves granívoras como el Gorrión molinero (*Passer montanus*) o incluso el Gorrión común (*Passer domesticus*), de mayor tamaño (**Anexo 2**). Fueron empleados dos modelos diferentes de nidos artificiales o cajas-nido, uno de madera y de diseño cúbico, y otro de cartón reciclado y de diseño tubular (**Figura 5**). Las cajas-nido de madera fueron empleadas en todas las fincas, mientras que las de cartón solo fueron instaladas en las fincas extremeñas, alternándose con las de madera.

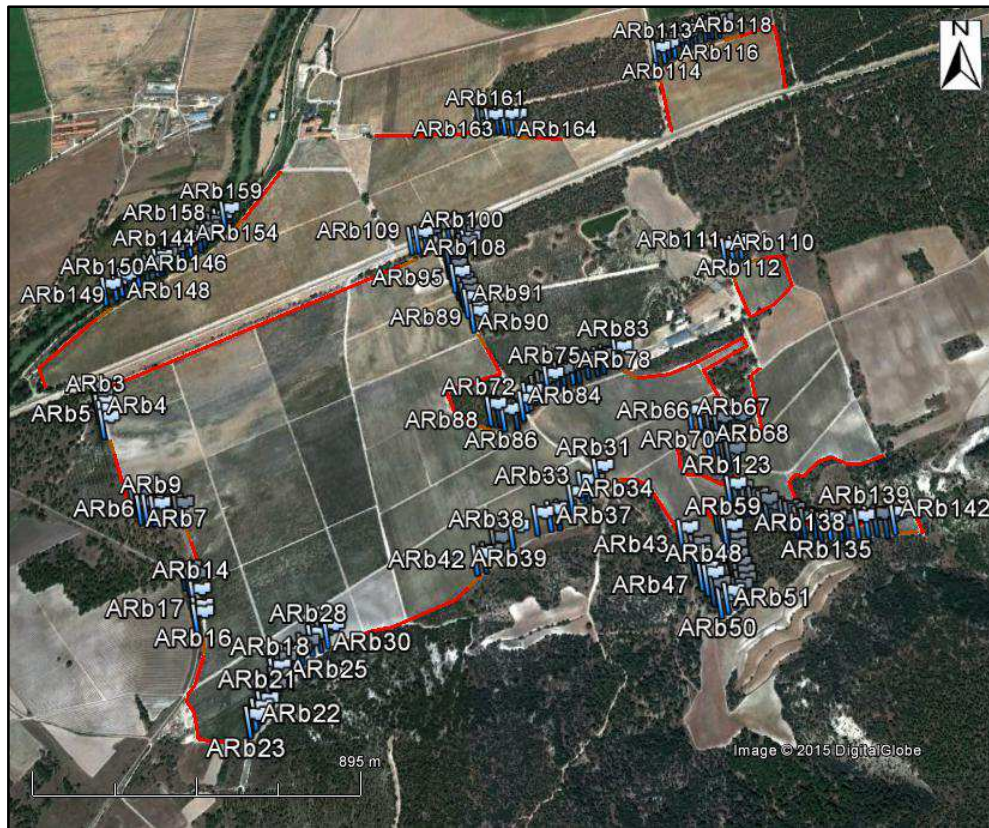


Figura 5. Nidos artificiales instalados en las diferentes fincas de este Trabajo. A la izquierda el modelo de madera y a la derecha el modelo de cartón. Autor: Daniel de las Heras Bravo.

Inicialmente se diseñó la distribución y localización de los nidos artificiales para aves insectívoras. Para ello, todas las fincas, excepto el olivar de diseño de Valdepeñas debido a su reducido tamaño, se dividieron en tres tipos de sectores situados uno a continuación del otro: (1) tratamiento con nidos artificiales, (2) zona de amortiguación o buffer de aproximadamente 50 m de anchura y (3) zona sin nidos artificiales o control. Este diseño fue pensado para posteriormente poder realizar los experimentos de depredación, enfrentando así los resultados de una zona con nidos artificiales frente a

los resultados de otra zona sin ellos, y así poder evaluar el efecto de la instalación de las cajas-nido. La zona de amortiguación o buffer tenía como misión aislar ecológicamente ambas zonas para así poder obtener resultados realistas. Como norma general, sólo se instalaron los nidos artificiales en la cuarta parte de la superficie total de cada finca, otra cuarta parte fue establecida como control y la mitad restante fue considerada como zona de amortiguación. En las zonas de tratamiento los nidos se localizaron de manera lineal, existiendo entre ellos una distancia media de 25 m. La densidad de nidos artificiales en las zonas de tratamiento fue alta para compensar la previsible baja tasa de ocupación durante los primeros años. El olivar de diseño, a causa de la juventud de sus árboles, fue utilizado para ensayar la ocupación de los nidos en pértigas sin cubierta de vegetación. Para plasmar el diseño sobre el mapa se utilizaron Sistemas de Información Geográfica (SIG) libres GvSIG y GoogleEarth. Los nidos artificiales se instalaron en el invierno de 2012-2013 con el objetivo de que pudieran ser explorados por las aves desde los inicios de la primavera de 2013.

En el caso de los viñedos de Abadía Retuerta se instalaron 164 nidos artificiales en la vegetación natural o seminatural del borde del viñedo (**Figura 6**). En las fincas de Badajoz, se instalaron en hileras en el interior de la matriz de los frutales 111 cajas-nido en Concejiles (**Figura 8**) y 101 cajas-nido en El Chaparrito (**Figura 10**). En los olivares de Membrilla y Vistalegre (**Figura 7**) se colocaron 24 nidos artificiales en cada una de las fincas. Finalmente, en el olivar de Diseño de Valdepeñas se ubicaron 17 nidos artificiales sobre pértigas metálicas, sin existir en este caso zonas buffer ni zonas control (**Figura 9**). En el **Anexo 3** se detallan las particularidades de cada finca en cuanto a la instalación de los nidos artificiales. Para la correcta ubicación de las cajas-nido en el campo se utilizó un dispositivo GPS y una pértiga extensible para poder colgarlas.



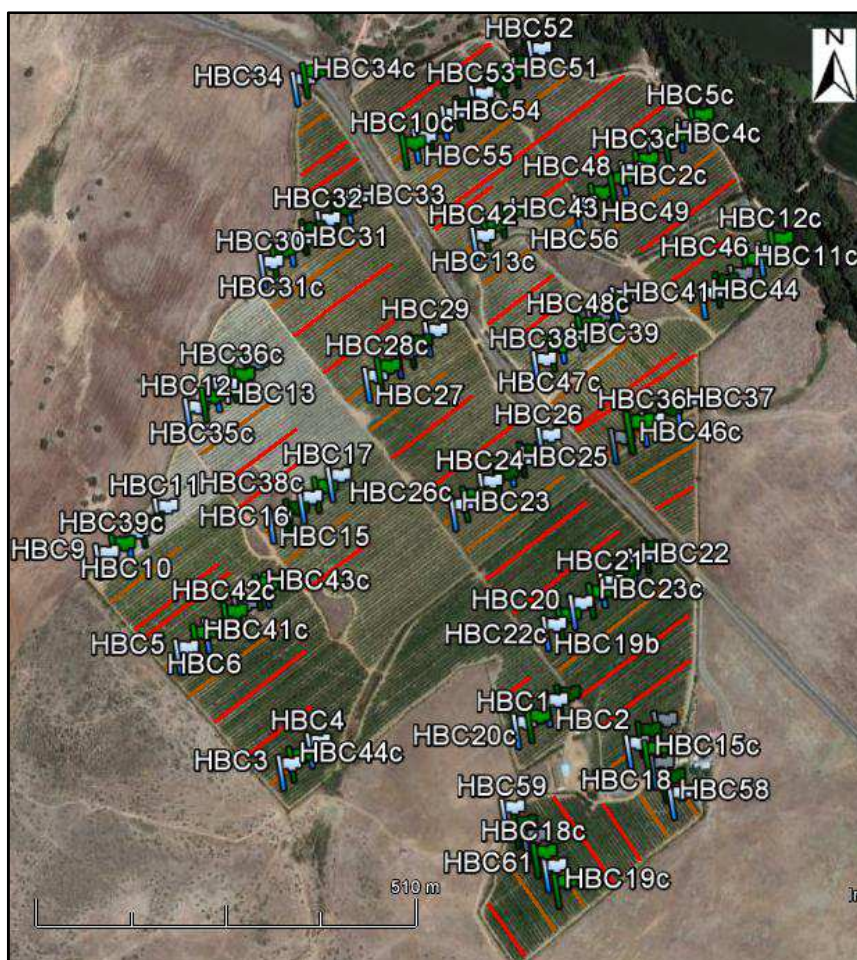


Figura 8. Ubicación de las cajas-nido para aves insectívoras en la finca Concejiles (La Zarza, Badajoz). Las líneas de color ocre representan las zonas buffer y las de color rojo representan las zonas control.



Figura 9. Ubicación de las cajas-nido en pértigas para aves insectívoras en el olivar de diseño (Valdepeñas, Ciudad Real).

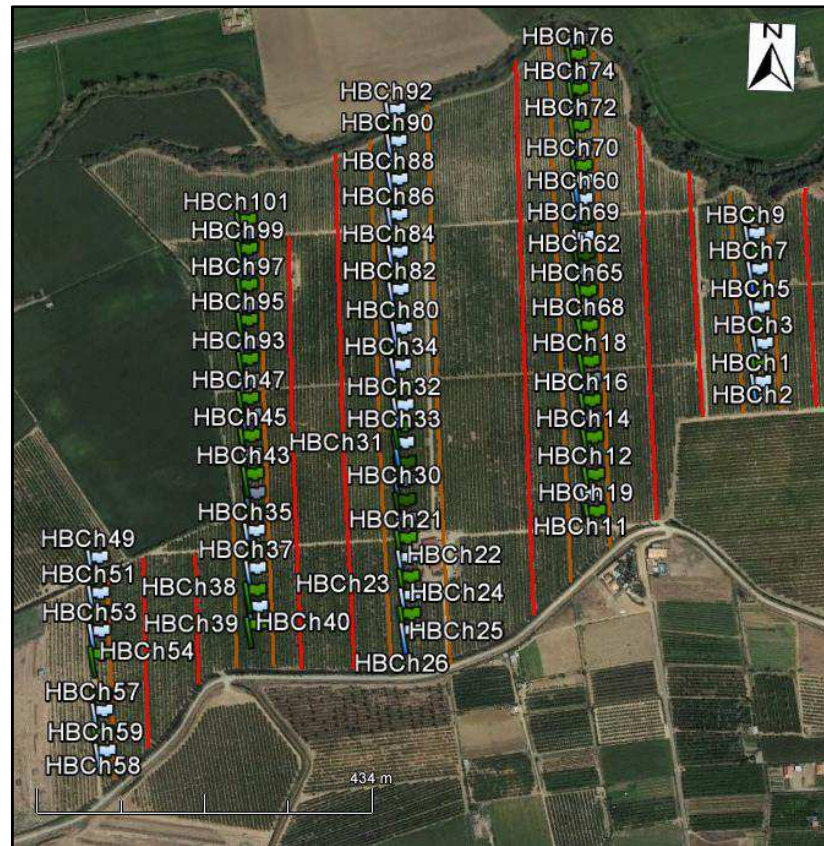


Figura 10. Ubicación de las cajas-nido para aves insectívoras en la finca El Chaparrito (Pueblonuevo del Guadiana, Badajoz). Las líneas de color ocre representan las zonas buffer y las de color rojo representan las zonas control.

4.3 Seguimiento de nidos artificiales

Tras la instalación de los nidos artificiales, cada uno de los tres años que engloba este trabajo (2013, 2014 y 2015) se ha llevado a cabo un seguimiento de los mismos. En general fueron revisados cada tres semanas entre los meses de abril y julio (época de cría de las aves insectívoras nidificantes) y en un promedio de entre 3 y 4 veces cada año. Sin embargo, en el caso de los olivares éstos solo fueron revisados una vez durante la época de cría de cada año debido a que tras el primer año se comprobó que la ocupación de los nidos artificiales en éstos era nula, como podrá verse a continuación en el apartado de resultados.

En dichas revisiones se evaluaba y registraba la ocupación o no de las cajas-nido, intentando identificar la especie nidificante. Además se tomaba nota del tipo de uso de la caja según un gradiente (Categorías de uso: 0. Vacía o excrementos; 1. Indicios de

nido; 2. Nido completado; 3. Puesta de huevos; 4. Huevos eclosionados; 5. Juveniles reclutados; 6. Otras especies), del número de huevos y del número de pollos; así como también se intentaba estimar la edad de estos últimos. También se anotó la ocupación por parte de otras especies no objetivo de este trabajo: Lirón careto (que es depredador de los huevos e individuos de aves insectívoras, además de ocupar sus nidos potenciales), Gorrión molinero y Gorrión común (aves granívoras y que por tanto no tienen un potencial tan alto como el de las insectívoras como agentes de control biológico) y avispas (insectos que pueden actuar como reguladores de plagas de otros artrópodos).

Además, en el otoño de cada año se llevó a cabo una última revisión en cada finca. El objetivo de ésta era, además de hacer una última visualización tras el final de la época de cría para contrastar alguna posible duda en cuanto a la ocupación, vaciar y limpiar el interior de las cajas-nido. Esta limpieza es necesaria porque los restos del nido pueden albergar pulgas y otros parásitos que podrían infectar a la pollada del año siguiente (Xoriguer 2007).

Para poder revisar las cajas-nido se utilizó, además del dispositivo GPS para localizarlas, una pértiga extensible para poder descolgarlas y unos alicates de punta curvada para abrirlas. Además se disponía de herramientas y material para repararlas en caso necesario. También se contaba con prismáticos y cámara fotográfica para ayudar en la identificación de especies nidificantes y disponer de un registro visual.

4.4 Experimentos de depredación

Al día siguiente de cada revisión, en cada finca se llevaron a cabo experimentos de depredación para evaluar el potencial de las aves insectívoras nidificantes como agentes de control biológico y testar así también la influencia en este fenómeno de la instalación de las cajas-nido. Para ello se realizaron experimentos con orugas centinela, que se colocaron en ramitas tanto en zonas tratamiento con nidos artificiales con ocupación exitosa (es decir, cuando contienen huevos o pollos) como en las respectivas zonas control sin cajas-nido (**Anexo 4**). Además, en las zonas tratamiento las muestras se dispusieron a dos distancias respecto a la caja-nido, una cercana y otra lejana. En los

frutales las muestras siempre se localizaron dentro de los cultivos. Sin embargo, en el viñedo las muestras lejanas se ubicaron dentro del cultivo, pero las cercanas en la vegetación natural del borde, junto a la caja-nido (**Figura 11**). En este caso, el hecho de disponer muestras cercanas en la vegetación y muestras lejanas en el viñedo sirvió, además de para evaluar el efecto de la distancia, para evaluar el efecto borde que podía generar en las aves el límite entre el cultivo y la vegetación natural o seminatural y su influencia en la exploración alimenticia dentro del viñedo. Estos experimentos no pudieron llevarse a cabo en el caso de los olivares ya que la ocupación de las cajas-nido fue nula a lo largo de los tres años.

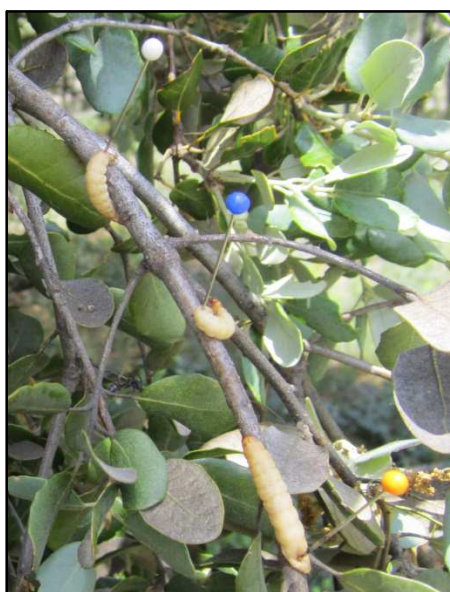


Figura 11. Orugas centinela pinchadas en una ramita de encina durante los experimentos de depredación en Abadía Retuerta. Autor: Daniel de las Heras Bravo.

En general, se priorizaron los nidos ocupados por especies de páridos frente a los ocupados por gorriones. Sin embargo ante la escasez de nidos ocupados por aves insectívoras en algunas fincas y fechas, el número de cajas-nido de gorriones utilizadas en los experimentos fue elevado. Además, y aunque hubiera más nidos adecuados para experimentar, se muestrearon entre 8 a 10 nidos artificiales en cada sesión ya que se quería evitar un gran desfase horario entre las muestras que condicionara el resultado del experimento. En el caso de un menor número de nidos con ocupación exitosa, se utilizó la totalidad de aquellos.

Como norma general se realizaron tres tandas de experimentos en cada finca, espaciadas unas tres semanas en el tiempo, y empleando así los días posteriores a cada revisión. Sin embargo, en el caso de Abadía Retuerta solo pudieron hacerse dos repeticiones tanto en 2014 como en 2015 debido a que, por una parte el desarrollo de los sarmientos de la vid vino tardío, y por otra se adelantó la temporada de cría y las aves insectívoras no criaron ya en fechas estivales.

Asimismo, a partir de 2014 se emplearon cámaras de fototrampeo junto a algunas de las muestras de los experimentos de depredación (**Figura 12**) con el objetivo de comprobar si realmente eran individuos de las especies nidificantes (y en particular páridos) los que consumían las orugas centinela o por el contrario eran individuos de otras especies, reduciendo así la incertidumbre. No se pudieron colocar cámaras en cada muestra, y ni si quiera una por caja muestreada, debido a limitaciones de material fotográfico y a limitaciones de tiempo. En 2014 se emplearon modelos más antiguos de cámaras y entre 4 y 6 cámaras por sesión. En 2015 se utilizaron modelos más modernos y de mayor calidad (Moultrie® M990i) y 4 unidades por sesión. Tras la toma de los vídeos se realizó un visionado completo de los mismos para estimar una tasa de los eventos de depredación grabados en los que la especie depredadora observada en el vídeo no coincidía con la especie nidificante, así como también estimar una tasa de depredación por parte de las aves insectívoras en las grabaciones.



Figura 12. Cámara de fototrampeo Moultrie® M990i empleada en los experimentos de depredación de orugas centinela. Autor: Daniel de las Heras Bravo.

4.5 Estimación de tasas de consumo por las aves insectívoras

Las tasas de consumo por parte de las aves insectívoras se estimaron siguiendo la metodología empleada por Rey Benayas *et al.* 2014. Para ello, y tras una revisión bibliográfica, se escogió como referencia para calcular dichas tasas los datos de consumo de artrópodos en viñedo del Azulejo de garganta azul (*Sialia mexicana*), especie norteamericana de peso y dimensiones similares a las del Carbonero común, que dentro de las aves insectívoras fue la que presentó mayor índice de ocupación en nuestro Trabajo. Estos datos fueron obtenidos de Mock *et al.* (1991), citado por Jedlicka *et al.* (2011). Según este estudio, una pareja de adultos de este pájaro norteamericano es capaz de consumir 46 g de artrópodos al día y una pollada media de 5 pollos de esta especie consumiría 78 g de artrópodos al día. Teniendo en cuenta estos datos y aplicando una tasa de supervivencia del 50% para los pollos reclutados, se puede estimar un consumo anual de artrópodos de 38,19 Kg por parte de una pareja con una pollada de 5 individuos, según la siguiente fórmula:

$$(23 \text{ g artrópodos al día por adulto} \times 2 \text{ adultos} \times 365 \text{ días} = 16.790 \text{ g}) + (78 \text{ g artrópodos al día para 5 pollos} \times 20 \text{ días en el nido} = 1.560 \text{ g}) + (23 \text{ g artrópodos} \times 5 \text{ adultos} \times 0,5 \text{ tasa supervivencia} \times 345 \text{ días} = 19.837,5 \text{ g})$$

Teniendo en cuenta esta fórmula, las parejas nidificantes de las diferentes especies, su recluta promedio y su peso, pudimos obtener las cifras de consumo promedio anual en cada finca. Para ello es necesario conocer el peso promedio de las diferentes especies de aves insectívoras para poder aplicar el factor corrector respecto al peso del Azulejo de garganta azul (27,5 g). Estos valores fueron obtenidos de Hume 2007 y pueden verse en la **Tabla 3**.

Para el cálculo de esta estima se prescindió de los datos obtenidos acerca del Gorrión molinero y del Gorrión común debido a que se trata de especies granívoras y, aunque durante la época de cría pueden consumir insectos, su potencial depredador es mucho menor. Esto lo corrobora también la ausencia de eventos de depredación grabados con la técnica de fototrampeo para esta especie. Así, la cifra de consumo total es conservadora y estimada a la baja. Las tasas tampoco pudieron ser obtenidas para el caso de los olivares debido a la ausencia de nidificación.

Tabla 3. Valores promedio del peso de las diferentes especies de páridos presentes en el desarrollo de este Trabajo y su tanto por uno respecto al peso del Azulejo de garganta azul.

	Carbonero común	Herrerillo común	Carbonero garrapinos	Herrerillo capuchino
Peso medio individuo (g)	18,5	10,5	9	11,5
Tanto por uno respecto al peso del Azulejo de garganta azul (27,5g)	0,67	0,38	0,34	0,42

4.6 Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se han hecho por separado en cada finca por el diferente diseño experimental y por tratarse de distintos tipos de cultivo, así como de distintos ambientes. En estos se han excluido las cajas-nido rotas o desaparecidas, por lo que en el caso de obtener frecuencias en los resultados, éstas son relativas.

Para responder al Objetivo O1 se llevó a cabo un análisis de la ocupación de nidos artificiales a lo largo de los tres años, dónde se comparó los valores observados con los esperados (según la ocupación del año anterior) en cada año mediante tablas de contingencia y la prueba estadística del χ^2 . Se realizaron cuatro análisis independientes en cada finca: (1) cajas con ocupación exitosa (categorías de uso 4 y 5), (2) cajas usadas por páridos (categorías de uso 2 a 5), (3) cajas usadas por gorriones (categorías de uso 2 a 5) y (4) cajas utilizadas por roedores.

Para dar respuesta al Objetivo O2 se comparó, en primer lugar, la intensidad del uso de las cajas-nido (categorías de uso) entre los diferentes años para averiguar si existe una correlación entre ellos y demostrar así la influencia de la ubicación de los nidos. Para ello se empleó la correlación no paramétrica de Spearman entre cada par de años. En este caso, las cajas ocupadas por otras especies no aves (Categoría de uso 6) fueron interpretadas como cajas vacías (Categoría 0).

Además, con el mismo propósito que el del análisis anterior, se realizó un análisis para evaluar la influencia de las características del hábitat sobre el reclutamiento en los nidos artificiales. De esta manera se testó la influencia de la distancia a la vegetación natural o seminatural más próxima (mesohábitat) y de la competencia intra- e inter-específica (microhábitat) sobre la pollada de cada caja, así como también el efecto de la variable año (clima). Estas tres variables fueron tomadas como factores fijos en los modelos lineales generalizados (GLM) que se llevaron a cabo, siendo la caja (punto en el espacio) la variable aleatoria y el nº de pollos la variable respuesta. La distancia a la vegetación fue medida como la distancia en línea recta de cada caja a la mancha de vegetación más próxima mediante un software GIS. En el caso de Abadía Retuerta no se analizó la distancia a la vegetación natural puesto que las cajas-nido ya se encuentran ubicadas en ella. La competencia fue medida como el número de vecinos (cajas ocupadas) que presentaba cada caja, oscilando entre 0 y 2. Para la variable respuesta fueron sumados el nº de pollos de las segundas puestas. Se asumió el modelo más complejo para efectos aleatorios (con factores fijos, aleatorios y sus interacciones) porque creemos que es el mejor y porque se estudió normalidad, homocedasticidad y linealidad y vimos que los datos cumplían dichas asunciones. Los residuos se estudiaron mediante la distribución de Poisson, y el ajuste del modelo mediante los R^2_c (condicional, del conjunto) y R^2_m (marginal, de los factores fijos) (Nakagawa & Schielzeth 2013).

Para analizar los resultados de los experimentos con orugas centinela, y así cumplir con el Objetivo O3, se llevaron a cabo análisis con el test no paramétrico de Wilcoxon de muestras pareadas dependientes. Se compararon las muestras situadas en las zonas Tratamiento frente a las muestras situadas en las zonas Control a lo largo de los tres años de estudio en cada finca. Se realizaron cuatro análisis independientes: (1) de las muestras totales, (2) de las muestras cercanas, (3) de las muestras lejanas y (4) de las muestras asociadas a cajas con ocupación exitosa por páridos.

Para el tratamiento de datos, elaboración de figuras y análisis estadísticos se emplearon los software Microsoft Excel, Statistica 7.0 y R. Además se empleó Google Earth y el software ArcGIS para la elaboración de mapas.

5. RESULTADOS

5.1 Uso de los nidos artificiales

Con el fin de responder al Objetivo O1 se han analizado los datos correspondientes a la ocupación de los nidos artificiales a lo largo de los tres años de estudio.

En el caso de Abadía Retuerta, de las 164 cajas-nido instaladas, las que han permanecido útiles para 2013, 2014 y 2015 han sido las siguientes: 161, 155 y 152, respectivamente. El resto se trata de cajas-nido desaparecidas o rotas o en mal estado para una posible ocupación. En Concejiles han permanecido hábiles 108 nidos en 2013, 102 en 2014 y 93 en 2015, de los 111 colocados en el invierno de 2013. Para el caso de El Chaparrito, con un número inicial de 101 cajas-nido, las cifras son 98, 90 y 85 respectivamente.

En el caso de los olivares del Campo de Montiel (Ciudad Real), a lo largo de los tres años el número de cajas inservibles o desaparecidas ha sido de 5 en el Olivar de Vistalegre, 2 en el olivar de Membrilla y 1 en el Olivar de diseño. Si bien en este caso, estos datos carecen de mayor relevancia puesto que la ocupación por parte de aves ha sido nula. De esta manera, no se ha podido llevar a cabo mayor estudio en torno a las fincas de olivar.

En cuanto a los datos de ocupación, se observa un incremento en las frecuencias de nidos artificiales utilizados a lo largo de los años en las tres fincas con ocupación por aves (**Figura 13**). Así, el número de nidos que no es al menos explorado es ya muy bajo o incluso nulo en el tercer año tras la instalación. En lo referente a las diferentes categorías de uso, en general también se observa en las tres fincas que la cantidad de cajas en las que solo hay intentos de construir un nido (categoría de uso 1. *Indicios de nido*) decrece con los años. Además, una vez que los ocupantes han constituido un nido, la mayoría de ellos consiguen sacar adelante la pollada y añadir nuevos individuos a la población (categoría de uso 5. *Juveniles reclutados*); este hecho incluso se acentúa año tras año, salvo en el caso de Abadía Retuerta en 2015. La fase previa (4. *Huevos eclosionados*) apenas presentó registros durante los tres años en las fincas, lo que indica que ésta no es una fase limitante y la mayoría de pollos nacidos alcanzan el estado adulto. Algunos de estos registros son debidos a la depredación por parte de otras

especies, generalmente por el Lirón careto. Los estadios 2. *Nido completado* y 3. *Puesta de huevos* tampoco mostraron frecuencias elevadas, observándose una tendencia hacia el incremento en el caso de la fase 3, hecho positivo si se tiene en cuenta que ello no quiere decir que disminuya la frecuencia de casos catalogados como fase 5. *Juveniles reclutados*. Además, en numerosas cajas-nido se detectó la existencia de segundas puestas exitosas, sobre todo en el caso de las fincas extremeñas debido a la mayor presencia de gorriones, como se verá a continuación.

La ocupación por parte de otras especies no aves fue importante en el caso de Abadía Retuerta (44% en 2015) y de Concejiles (38% en 2014), y sin embargo nula en el caso de El Chaparrito. En general se trató de roedores, principalmente lirón careto y algún ratón de campo. En los viñedos además la tendencia fue positiva año tras año. En los olivares destacó el uso por parte de roedores en el Olivar de Membrilla (alrededor del 90% de ocupación) y el uso por parte de avispas en el Olivar de diseño (alrededor del 70% de ocupación). En el Olivar de Vistalegre aproximadamente el 58% de nidos artificiales fueron utilizados por roedores y el 15% por avispas. También se detectaron en algunas cajas individuos de una especie de ortóptero y excrementos posiblemente de murciélago.

Todos estos resultados pueden consultarse, además de en la **Figura 13**, en el **Anexo 5** y en los mapas de los **Anexos 11, 13, 15, 17, 19, 21, 23, 25, 27**.

En cuanto al uso por las diferentes especies mencionar que, en general, dentro de las aves insectívoras, el Carbonero común fue la especie más frecuente en todas las fincas. Asimismo, el Gorrión molinero fue más abundante que el Gorrión común, como puede verse en el **Anexo 6**. Teniendo en cuenta las categorías de uso 2 a 5, la utilización por parte de los páridos fue relativamente elevada en el caso de los viñedos de Abadía Retuerta, con una media en torno al 33% de los nidos artificiales útiles. Sin embargo, las fincas de Concejiles y El Chaparrito mostraron baja ocupación por parte de las aves insectívoras, con un 9% de media y un 3% respectivamente (**Figura 14**). Además, el análisis estadístico referente al hipotético aumento del uso por estas especies a lo largo de los años no mostró diferencias estadísticamente significativas entre ellos (salvo en el caso de 2014 respecto a 2013 en Abadía Retuerta) (**Tabla 4**). Por el contrario, la presencia de gorriones fue muy reducida en los viñedos (2% de las cajas útiles) y amplia

en los frutales (49% en El Chaparrito y 37% en Concejiles). En este caso sí se cumplió en general la hipótesis H1 de mayor tasa de ocupación a mayor número de años de permanencia (Tabla 4).

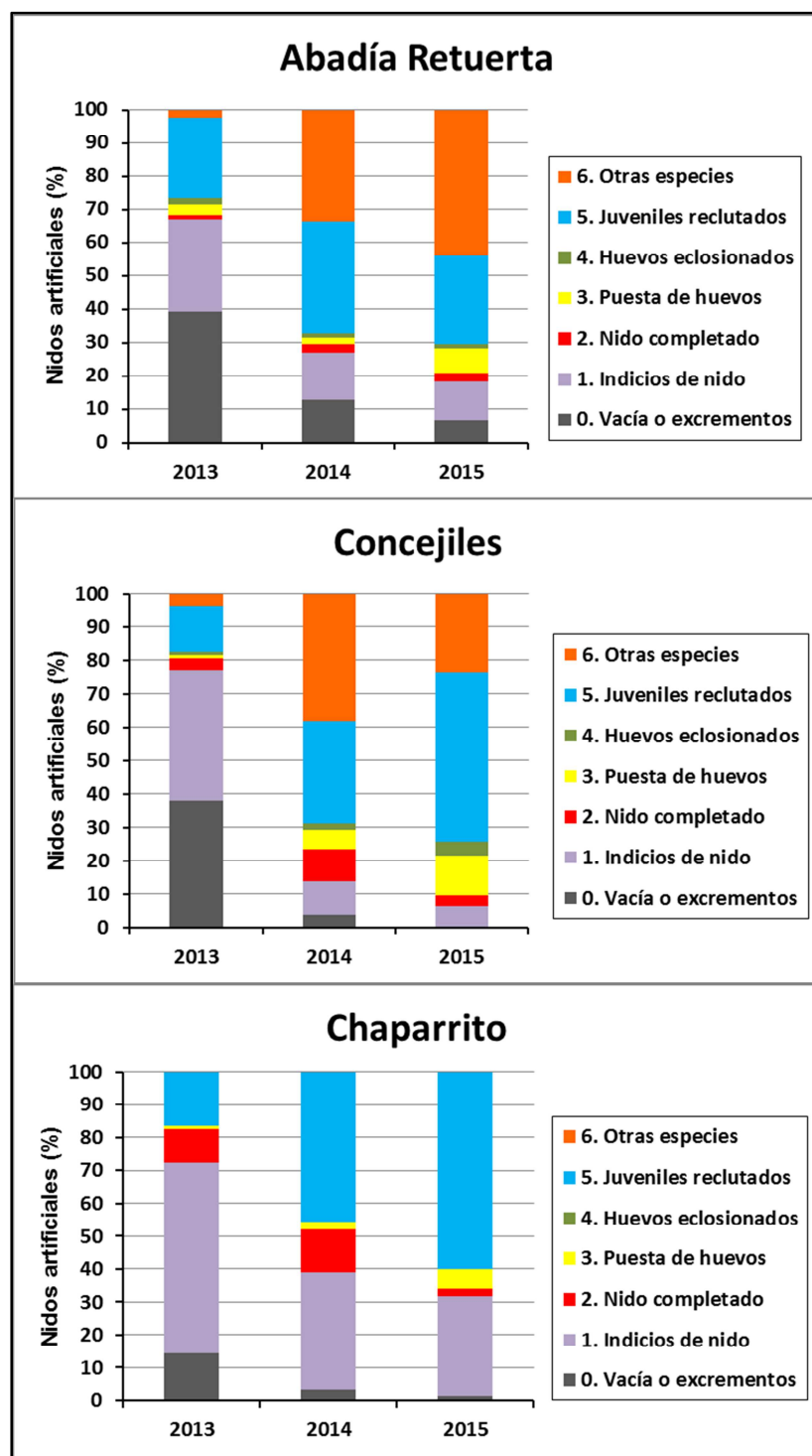


Figura 13. Frecuencias relativas de las diferentes categorías de uso de los nidos artificiales de los viñedos de Abadía Retuerta (Valladolid) y de los frutales de Concejiles y El Chaparrito (Badajoz) a lo largo de los tres años de estudio.

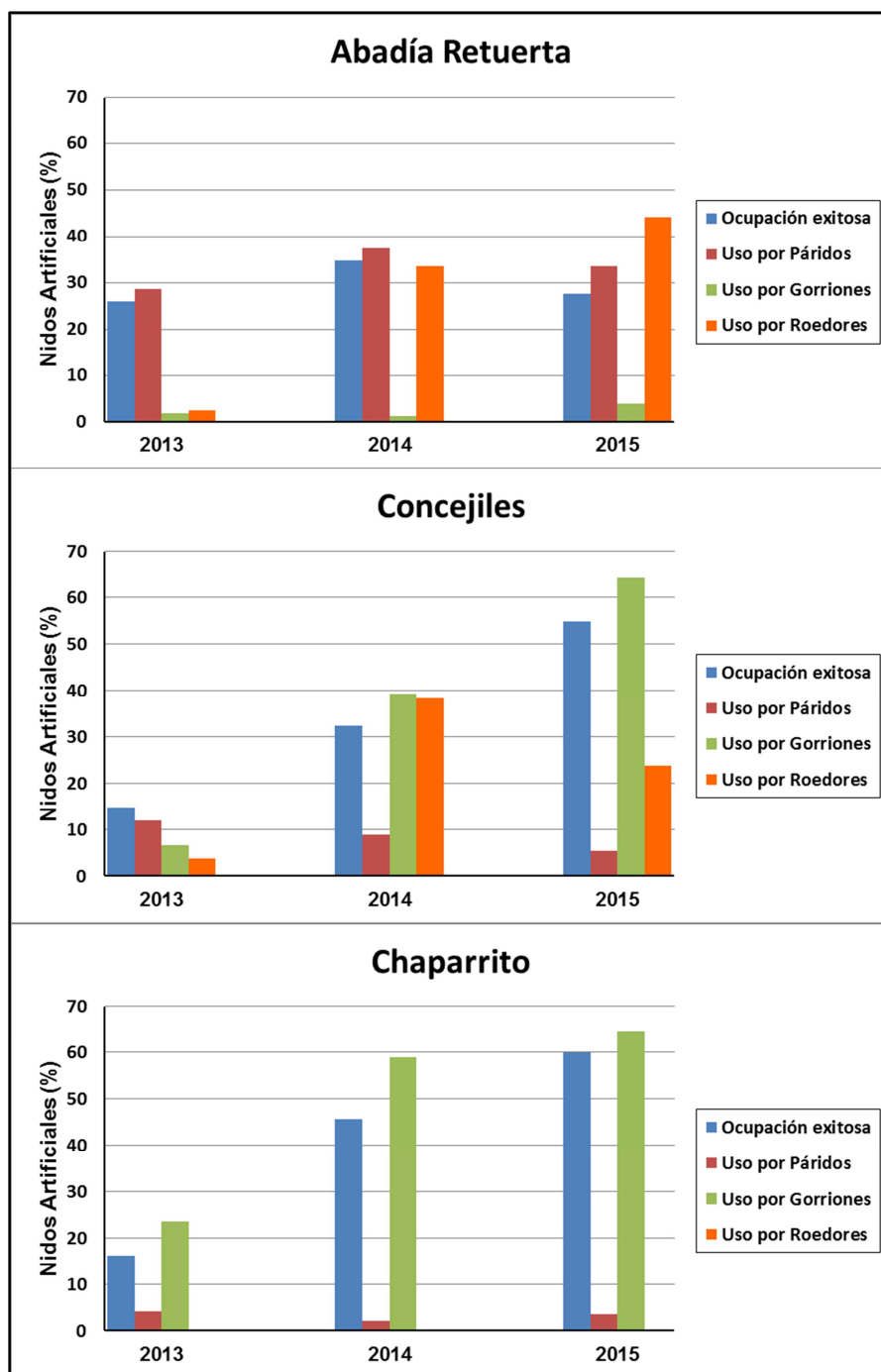


Figura 14. Frecuencias relativas de los nidos artificiales que presentaron ocupación exitosa (categorías de uso 4 y 5) y de los nidos utilizados por los diferentes gremios de especies (categorías de uso 2 a 5 en el caso de las aves) en los viñedos de Abadía Retuerta (Valladolid) y en los frutales de Concejiles y El Chaparrito (Badajoz) a lo largo de los tres años de estudio.

El número de nidos con ocupación exitosa (categorías de uso 4 y 5), mostró resultados positivos, con valores promedio del 30% en Abadía Retuerta, 34% en Concejiles y 41% en El Chaparrito. Además, salvo en el caso de 2015 en Abadía Retuerta, se confirma la

hipótesis de que el tiempo de permanencia de cajas en el campo aumenta la ocupación exitosa de las mismas (**Tabla 4**). Este hecho también se ve reflejado en la ocupación por parte de los roedores en el viñedo. En general, las cajas-nido fueron ocupadas por las mismas especies dentro de la misma temporada de cría, salvo alguna excepción en la que el uso por parte del Gorrión molinero siguió al uso por parte del Carbonero común.

Además, como puede observarse en los **Anexos 12, 14, 16, 18, 20, 22, 24, 26 y 28** hubo un mayor éxito de la ocupación en las zonas más cercanas a la vegetación natural o seminatural en las fincas, sobre todo en el caso de Abadía Retuerta, en concreto en la zona sur (más cerca de la vegetación natural densa) y en la zona noroeste (junto a la ribera del río).

Tabla 4. Análisis de valores observados y esperados de la ocupación exitosa por aves de los nidos artificiales (categorías de uso 4 y 5) y del uso de los nidos artificiales por los diferentes gremios de especies (categorías de uso 2-5 para aves) a lo largo de los tres años de estudio en las tres fincas con ocupación por aves.

	Abadía Retuerta		Concejiles		Chaparrito	
	2013-2014	2014-2015	2013-2014	2014-2015	2013-2014	2014-2015
Éxito ocupación	$\chi^2_1 = 6.09$ $p < 0.0135$	$\chi^2_1 = 3.44$ $p < 0.0634$	$\chi^2_1 = 24.90$ $p < 0.0000$	$\chi^2_1 = 21.64$ $p < 0.0000$	$\chi^2_1 = 56.24$ $p < 0.0000$	$\chi^2_1 = 7.06$ $p < 0.0079$
Uso Páridos	$\chi^2_1 = 5.93$ $p < 0.0149$	$\chi^2_1 = 0.95$ $p < 0.3308$	$\chi^2_1 = 0.95$ $p < 0.3289$	$\chi^2_1 = 1.37$ $p < 0.2419$	$\chi^2_1 = 0.81$ $p < 0.3668$	$\chi^2_1 = 0.65$ $p < 0.4196$
Uso Gorriones	$\chi^2_1 = 0.28$ $p < 0.5937$	$\chi^2_1 = 8.44$ $p < 0.0037$	$\chi^2_1 = 180.7$ $p < 0.0000$	$\chi^2_1 = 24.90$ $p < 0.0000$	$\chi^2_1 = 62.99$ $p < 0.0000$	$\chi^2_1 = 1.17$ $p < 0.2799$
Uso Roedores	$\chi^2_1 = 608.5$ $p < 0.0000$	$\chi^2_1 = 7.65$ $p < 0.0057$	$\chi^2_1 = 338.7$ $p < 0.0000$	$\chi^2_1 = 8.30$ $p < 0.0039$	$\chi^2_1 = \text{---}$ $p < \text{---}$	$\chi^2_1 = \text{---}$ $p < \text{---}$

Nota: Se muestran los valores del estadístico χ^2 y la p de significación estadística. En rojo valores estadísticamente significativos ($p < 0.05$). Valores de p subrayados son aquellos estadísticamente significativos para el conjunto de los análisis de cada fila ($p < 0.0084$ según correcciones de Bonferroni). Celdillas en gris (con valores estadísticamente significativos o no) representan casos en los que los datos van en contra de la hipótesis planteada de que tanto el éxito en la ocupación como el uso de los nidos artificiales por las diferentes especies aumentan a medida que aumenta el tiempo de permanencia de los nidos en los cultivos. En el caso del Chaparrito, no se puede realizar el análisis para el uso por roedores puesto que ningún nido artificial fue ocupado por ellos durante los tres años.

El resultado de la correlación de Spearman muestra que la intensidad del uso de las cajas-nido en dos años consecutivos está en general correlacionada positivamente. Las correlaciones son muy fuertes en los casos del segundo y tercer año, y siempre en El Chaparrito (**Tabla 5**).

Tabla 5. Análisis del solapamiento en la categoría de uso de los nidos artificiales entre los tres años de estudio en las tres fincas con ocupación por aves.

	Abadía Retuerta	Concejiles	Chaparrito
2013-2014	R = 0.19 p = 0.018	R = 0.23 p = 0.026	R = 0.53 p < 0.000
2014-2015	R = 0.33 p < 0.000	R = 0.49 p < 0.000	R = 0.46 p < 0.000

Nota: Se muestran los valores de la correlación de Spearman. En rojo valores estadísticamente significativos ($p < 0.05$). Valores de p subrayados son aquellos estadísticamente significativos para el conjunto de los análisis ($p < 0.017$ según correcciones de Bonferroni).

En cuanto a los resultados del reclutamiento, mencionar que en Abadía Retuerta el promedio de juveniles reclutados para 2013, 2014 y 2015 ha sido de 5.9, 5.0 y 5.9 pollos respectivamente, con una media global de 5.7 pollos. En el caso de Concejiles los resultados son los siguientes: 6.5 pollos (2013), 7.0 pollos (2014) y 6.7 pollos (2015), con un valor promedio global de 6.7 pollos. Respecto a El Chaparrito, las cifras medias fueron 5.8, 6.2 y 7.0 pollos a lo largo de los tres años, promediando 6.3 pollos.

El análisis del reclutamiento en función del año, la distancia a la vegetación natural o seminatural más próxima y la presencia de vecinos ha generado los siguientes resultados (**Tabla 6, Figura 15**).

Tabla 6. Influencia de los factores año, vecindad y distancia a vegetación natural, así como sus interacciones, sobre el reclutamiento en las fincas Abadía Retuerta, Concejiles y El Chaparrito.

	Abadía Retuerta			Concejiles			Chaparrito		
Variable	χ^2	df	p	χ^2	df	p	χ^2	df	p
Año	4.85	2	0.088	17.99	2	<0.001	123.85	2	<0.001
Vecino	10.78	1	0.001	30.20	1	<0.001	7.76	1	0.005
Distancia	-	-	-	7.16	1	0.007	3.66	1	0.056
Año*Vecino	5.84	2	0.054	0.81	2	0.667	3.21	2	0.201
Año*Distancia	-	-	-	21.64	2	<0.001	5.43	2	0.066
Vecino*Distancia	-	-	-	2.97	1	0.085	0.13	1	0.715
R²c	0.073			0.597			0.552		
R²m	0.029			0.347			0.279		

Nota: En rojo valores estadísticamente significativos ($p < 0.05$). La distancia no fue evaluada para el caso de los viñedos debido a que los nidos artificiales ya se encuentran ubicados en la propia vegetación natural. Se muestran también los resultados indicativos de la calidad del modelo predictor (R^2 c (condicional) y R^2 m (marginal)).

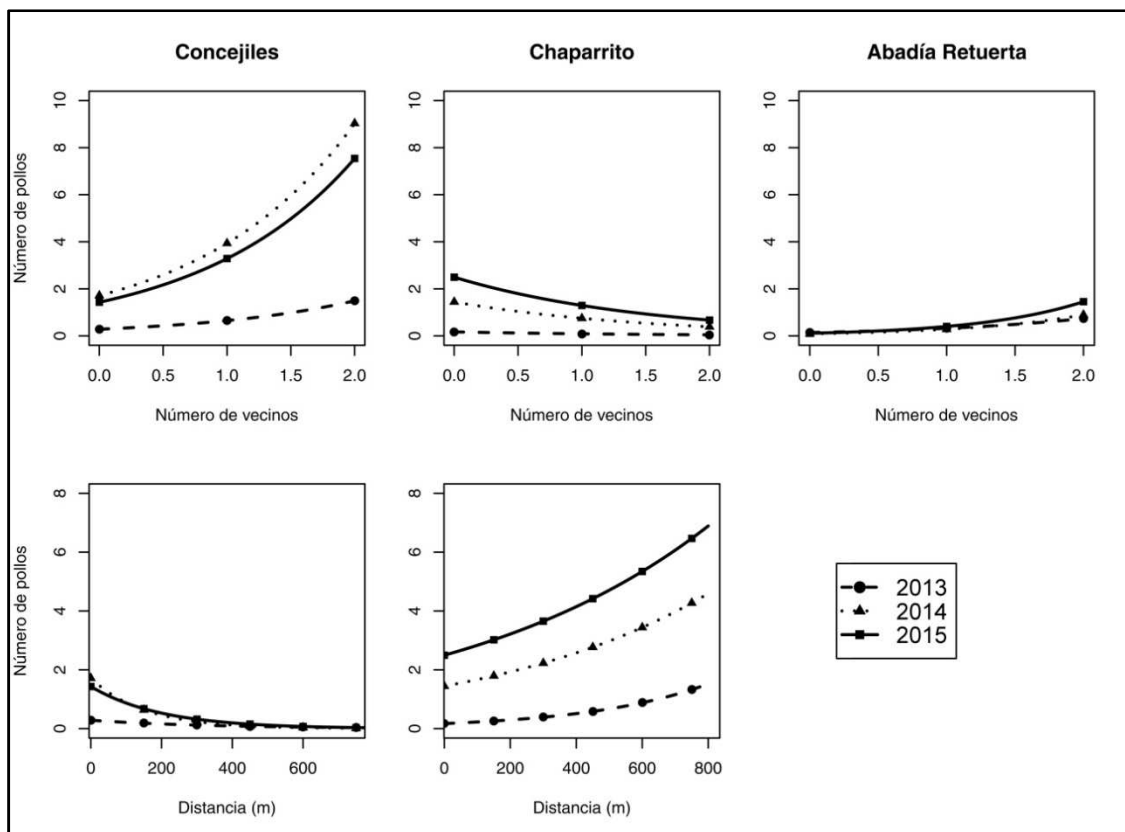


Figura 15. Efectos estimados de la distancia a la vegetación natural o seminatural sobre el reclutamiento en los nidos artificiales de las fincas de frutales (Badajoz) y efectos estimados de la vecindad sobre el reclutamiento en los nidos artificiales de las fincas de frutales (Badajoz) y de los viñedos (Valladolid) a lo largo de los tres años de estudio.

En Concejiles se observan diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes años en su influencia sobre el número de juveniles reclutados. Además existe una asociación positiva del número de vecinos sobre el reclutamiento, es decir, a mayor cantidad de cajas-nido colindantes ocupadas, mayor es el número de pollos en la caja en cuestión. En cuanto a la distancia a la vegetación natural, ésta muestra un efecto negativo sobre el reclutamiento, por lo que los nidos más alejados de la misma ven reducida su pollada. En este caso también se observa un efecto significativo en el reclutamiento de la interacción del año con la distancia a la vegetación natural. Así, el efecto de la distancia fue más acentuado en 2014, seguido de 2015 y con apenas influencia en 2013. El modelo seleccionado para esta finca presenta un buen ajuste ya que explica el 60% de los datos ($R^2c = 0,597$) y el 35% de los datos de los factores fijos ($R^2m = 0,347$).

En cuanto a El Chaparrito, también se observa la influencia de los diferentes años sobre el reclutamiento, pero en este caso no se aprecia una influencia de la interacción del año con la distancia. El efecto de la distancia individualmente sobre la recluta no llega a ser significativo, sin embargo en esta finca se observa un efecto contrario al de Concejiles, es decir, a mayor distancia a la vegetación natural, mayor es el tamaño de la pollada. También en el caso de la afección de la vecindad sobre el reclutamiento se obtiene un resultado contrario al de la otra finca de frutales, ya que en este caso un mayor número de vecinos implica una reducción del número de juveniles. El ajuste del modelo, aunque no tanto como en Concejiles, también es bueno en este caso ($R^2_c = 0,552$ y $R^2_m = 0,279$).

En contraposición a los cultivos pacenses, la variable año no demostró una influencia sobre la recluta en Abadía Retuerta. Sí que en este caso, como en Concejiles, se presenta un efecto positivo de la vecindad sobre la variable respuesta. En este caso, el modelo no es muy bueno para hacer predicciones puesto que los $R^2_c = 0,073$ y $R^2_m = 0,029$ son muy bajos.

Además, ni la interacción del año con la vecindad sobre el reclutamiento ni la interacción de la distancia a la vegetación con la vecindad sobre el reclutamiento fueron estadísticamente significativas para ninguna de las fincas. Finalmente, también se testó la variable año como cofactor para evaluar si existe un efecto positivo del transcurso del tiempo de permanencia de los nidos artificiales sobre el reclutamiento. El resultado fue negativo, por lo que se puede concluir que el reclutamiento depende de cada año en particular, y por tanto de sus condiciones. Los coeficientes estimados de los modelos para las diferentes fincas pueden consultarse en el **Anexo 7**.

5.2 Depredación de orugas centinela

Las tasas de depredación fueron, en general, no muy elevadas. En los frutales de la finca Concejiles se registraron los valores más altos, seguidos de los viñedos de Abadía Retuerta, y finalmente El Chaparrito con las tasas más bajas (**Figura 16**).

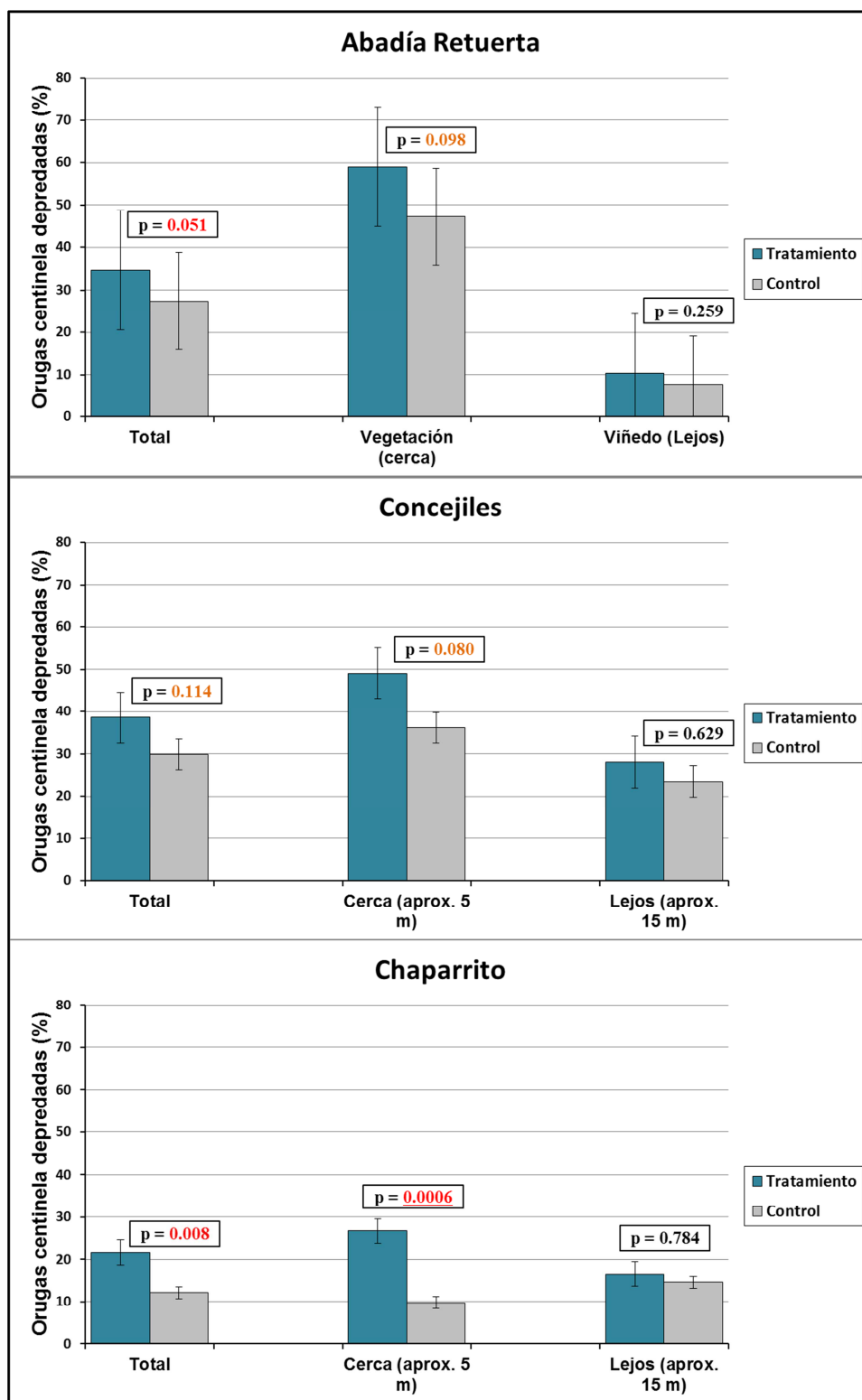


Figura 16. Orugas centinela consumidas en zonas Tratamiento y zonas Control en los experimentos de depredación en los viñedos y en los frutales a lo largo de los tres años de estudio. Se presentan los resultados de las muestras totales y dos análisis parciales, uno de las muestras cercanas y otro de las muestras lejanas. Las barras son errores típicos. La p indica el grado de significación según el test de Wilcoxon para muestras pareadas dependientes. En rojo valores estadísticamente significativos ($p < 0.05$). El **Anexo 8** muestra los estadísticos de estos análisis en detalle.

En particular, las muestras cercanas presentaron mayor grado de consumo que las lejanas, en todas las fincas. Este hecho es muy llamativo en el caso de Abadía Retuerta, como puede apreciarse en la **figura 16**, dónde las muestras no solo fueron situadas a diferentes distancias (como en el caso de los frutales) sino también en distintos ambientes.

El análisis estadístico mediante el test de Wilcoxon de muestras pareadas dependientes mostró diferencias estadísticamente significativas entre las zonas Tratamiento y Control en las fincas de El Chaparrito y Abadía Retuerta para las muestras totales. Este no fue el caso de los frutales de Concejiles, si bien el valor obtenido en el test no se alejó mucho del nivel de significación estadística. Las muestras cercanas presentaron fuertes diferencias estadísticas entre el Tratamiento y el Control en el caso de El Chaparrito; y aunque en las otras dos fincas no fue así, las diferencias pueden considerarse levemente significativas. Sin embargo, las muestras de orugas situadas a mayor distancia (y dentro del viñedo en el caso de Abadía Retuerta) estuvieron lejos de exhibir diferencias estadísticamente significativas entre ambas zonas. Finalmente, en el análisis llevado a cabo para solamente las muestras relacionadas con páridos nidificantes tampoco se halló diferencia entre Tratamiento y Control, habiendo leves diferencias con respecto a los viñedos (**Anexo 8**). Es de destacar en este sentido, el bajo número de muestras para páridos en los frutales, principalmente en El Chaparrito, debido a su baja tasa de ocupación allí.

En cuanto al empleo de la técnica de fototrampeo como herramienta adicional a los experimentos de depredación, cabe destacar que de las 61 grabaciones que han podido llevarse a cabo en las tres fincas durante 2014 y 2015, en el 57% de ellas se han detectado eventos de depredación de las orugas. El porcentaje de estos últimos en los que la especie depredadora no fue la misma que la especie ocupante de la caja-nido asociada fue muy elevado en las tres fincas (**Tabla 7**). Dichas especies no coincidentes fueron, en el caso de Abadía Retuerta: el Rabilargo (*Cyanopica cyanus*), el Alcaudón común (*Lanius senator*), el Ruiseñor común (*Luscinia megarhynchos*) y hormigas. En Concejiles se trató del Rabilargo, el Carbonero común (en cajas ocupadas por gorriones) y avispa; y en El Chaparrito fueron el Rabilargo, el Carbonero común (en cajas ocupadas por gorriones), el Alcaudón común, el Carricero común (*Acrocephalus*

scirpaceus), el Gorrión común (en una caja ocupada por gorrión molinero) y hormigas. El porcentaje de eventos de depredación grabados por parte de aves insectívoras, y en concreto por Carbonero común (qué fue el único párido detectado), fue muy bajo en Abadía Retuerta y medio en los frutales. El número de eventos de depredación grabados para el Gorrión molinero ha sido nulo.

Tabla 7. Frecuencias absolutas de eventos en los que se ha detectado el fenómeno de la depredación durante las grabaciones del fototrampeo en las tres fincas con ocupación por aves. Se incluyen también las frecuencias de eventos de depredación de Carbonero común y de eventos de depredación por especies no coincidentes con las especies ocupantes de las respectivas cajas-nido.

	Abadía Retuerta	Concejiles	Chaparrito
Nº de eventos de depredación grabados	13	11	11
Nº de eventos de depredación grabados no coincidentes con esp. ocupante (%)	11 (85%)	7 (64%)	7 (64%)
Nº de eventos de depredación por Carbonero común grabados (%)	1 (8%)	5 (45%)	4 (36%)

5.3 Tasas de consumo

Tras llevar a cabo la estimación de las tasas de consumo según la metodología explicada con anterioridad, se observa en la **Tabla 8** que el consumo medio anual de artrópodos por parte de las aves insectívoras es, en el caso de los viñedos de Abadía Retuerta, de aproximadamente una tonelada de insectos. En cuanto a los frutales, los resultados son bastante inferiores, en torno a una quinta parte de la cifra del viñedo en el caso de Concejiles y una decimocuarta parte en el caso de El Chaparrito. Además de por la menor presencia de Carbonero común y Herrerillo común en las fincas extremeñas, a ello también contribuye la ausencia de Carbonero garrapinos y Herrerillo capuchino en

éstas. En cuanto a las especies, el Carbonero común es el que más contribuye en la cifra final estimada de consumo debido a, por una parte su mayor peso corporal, y por otra parte a su mayor tasa de nidificación en las diferentes fincas. Las cifras para el Herrerillo común son bastante inferiores pero existentes en todas las fincas, con mayor relevancia en el caso de Abadía Retuerta y de El Chaparrito. Sin embargo, los resultados para el Herrerillo capuchino y el Carbonero garrapinos son nulos para el caso de los frutales y anecdóticos para el caso del viñedo. Pueden consultarse los resultados desglosados para cada año en cada finca, incluyendo el número de parejas nidificantes y la recluta promedio, en el **Anexo 9**.

Tabla 8. Tasas de consumo estimadas (expresadas en kg/año) de artrópodos por parte de las diferentes especies de aves insectívoras. Los resultados mostrados son los valores promedio de los tres años de este Trabajo para las tres fincas en las que ha habido nidificación por parte de las aves.

	Carbonero común (kg/año)	Herrerillo común (kg/año)	Carbonero garrapinos (kg/año)	Herrerillo capuchino (kg/año)	Consumo final (kg/año)
Abadía Retuerta	837,6	139,63	11,56	13,09	1001,88
Concejiles	212,17	5,38	0	0	217,55
Chaparrito	59,77	11,3	0	0	71,07

6. DISCUSIÓN

El control de las plagas en los cultivos es hoy día una cuestión de importancia. De esta manera, nuestro objetivo en este Trabajo fue demostrar la adecuada capacidad que pueden presentar las aves insectívoras como agentes de control biológico, en detrimento del uso de los dañinos plaguicidas. Como se ha demostrado en este Trabajo, la instalación de nidos artificiales en cultivos leñosos puede favorecer este importante servicio ecosistémico. Sin embargo, el éxito de tal acción restaurativa no es una cuestión simple y depende de distintos factores, como el clima o la estructura del paisaje colindante.

6.1 Nidos artificiales y condicionantes ambientales en su utilización

Nuestros resultados muestran que, en general, hay una tendencia a una mayor ocupación (y un mayor éxito de la misma) de los nidos artificiales según aumenta el tiempo de permanencia de los mismos en los cultivos leñosos estudiados. Este hecho puede ser debido al aumento poblacional generado en las áreas de estudio, gracias al propio efecto de las cajas-nido, y al aprendizaje inducido en los individuos nidificantes. Se verificaría así la hipótesis H1 planteada de partida.

Sin embargo, las condiciones climáticas particulares de cada año también podrían haber influido en dicha tendencia. En ese caso, el clima tendría que haber sido más favorable para el desarrollo de las aves insectívoras cada año que el anterior. Es bien conocido que el clima y las condiciones meteorológicas pueden afectar sustancialmente al desarrollo y distribución de insectos, influyendo en el crecimiento poblacional, el número de generaciones, las interacciones interespecíficas o su sincronía con las plantas en el caso de las plagas (Porter *et al.* 1991). Un aumento de la temperatura media puede alterar la fenología de los invertebrados, generando por ejemplo una mayor proporción de individuos macho (Yamaguchi *et al.* 2001). Otros factores que también condicionan el desarrollo de los artrópodos son la humedad relativa y la precipitación. Las lluvias intensas pueden suponer una merma en las poblaciones de insectos, bien por acción mecánica, o bien impidiendo la ovoposición, como en el caso de la Polilla del racimo de la vid (*Lobesia botrana*) cuando la hoja de vid está mojada (Coscollá 1980). Nosotros

creemos además que el grado de precipitación en un año puede afectar más, en cuanto a disponibilidad de recursos tróficos vegetales para los insectos, a las poblaciones de artrópodos al año siguiente que en el propio año. De esta manera, sus enemigos naturales, y por tanto las aves insectívoras, también sufren las consecuencias de las condiciones climáticas, al afectar éstas a su principal recurso trófico (Rey Benayas *et al.* 2010; Thomson *et al.* 2010).

Así, y teniendo en cuenta los registros climáticos de 2012 a 2015 en las fincas (**Tabla 2**), podemos evaluar la influencia del clima en la ocupación de los nidos artificiales de nuestras áreas de estudio. Por ello, y aplicando la premisa de que un año previo lluvioso incrementa el éxito de la ocupación, si comparamos estos datos con los resultados de ocupación mostrados en la **Tabla 4** vemos que el clima sí que explicaría la tendencia en el caso de Abadía Retuerta, pero no así en el caso de los frutales. Es decir, el hecho de que 2014 fuera un año menos lluvioso que 2013 tendría que haber provocado que en 2015 las tasas de ocupación disminuyeran en los frutales, como sí ocurre en el viñedo. No obstante, este hecho puede explicarse porque en los frutales de Badajoz se usa el riego dentro del cultivo, lo que puede contrarrestar el efecto del clima. En Abadía Retuerta, aunque también se riega el viñedo, su efecto puede no ser tan notable para la disponibilidad trófica de las aves porque los nidos artificiales se ubican en la vegetación natural del borde del cultivo. Así, en definitiva no queda claro si la tendencia positiva ocupacional (salvo en Abadía Retuerta) es debida al aprendizaje y aumento poblacional o al clima. Sin embargo, y teniendo en cuenta el fenómeno del riego y los resultados significativos de los test empleados, creemos que sí existe un efecto positivo del tiempo de permanencia de los nidos artificiales en la tasa de ocupación, y que el clima no es un factor tan influyente en este parámetro (Rey Benayas *et al.* 2010) aunque sí pueda serlo sobre el reclutamiento, como veremos a continuación.

Respecto al reclutamiento, las cifras del nº medio de pollos en las cajas con ocupación exitosa fueron buenas en todas las fincas. El análisis estadístico mostró influencia de la variable año sobre el número de juveniles reclutados en el caso de las fincas de frutales. No fue así en el viñedo, si bien en este caso el modelo no presentó un ajuste tan bueno. Además, como no se demostró un efecto positivo del tiempo de permanencia de las cajas-nido sobre el reclutamiento, podemos concluir que la variable año afecta al

reclutamiento de forma particular, es decir, siendo el clima la variable condicionante subyacente. Aun así, tampoco se pueden emitir conclusiones claras acerca de si el tiempo de permanencia influye o no en la recluta, puesto que el número de años de este estudio es muy reducido para dicha cuestión. En este sentido harían falta al menos cinco años para poder asumir la variable año como variable aleatoria y no como variable fija.

Es un hecho bien conocido que las condiciones climáticas son uno de los factores clave (junto con la presencia de hábitat adecuado de nidificación, los depredadores, el suministro de alimento y los patrones de uso del suelo) que influyen en la reproducción de las aves (Forcey *et al.* 2007). Este efecto es más relevante incluso en la actualidad con el presente escenario de cambio climático, siendo las aves forestales particularmente sensibles a su impacto (Leech & CricK 2007). Así, por ejemplo un aumento de las temperaturas primaverales puede provocar el adelanto de la época de cría (Marra *et al.* 2005). Esta situación se manifestó en Abadía Retuerta en 2014 y 2015, años en los que las temperaturas primaverales fueron más elevadas, como puede verse en la **Tabla 2**. Pero el clima no solo ha mostrado una influencia en la recluta de forma individual, sino que también presentó una interacción significativa con la distancia a la vegetación natural en la influencia de esta última sobre el reclutamiento en Concejiles. Teniendo en cuenta que en esta finca la distancia mostró un efecto negativo sobre el reclutamiento, esto quiere decir que cuanto mejor es el año climáticamente (o en realidad el año anterior según nuestra premisa) más importante es que el nido se encuentre más próximo a la vegetación natural para que el tamaño de la pollada sea mayor. Ante esta conclusión, el hecho de que el análisis muestre un mayor efecto en 2014, luego en 2015 y apenas incidencia en 2013 (**Figura 15**), es coherente con los registros climáticos (**Tabla 2**).

En cuanto a la influencia del hábitat que rodea a la caja-nido en su ocupación, vemos que sí se manifiesta tal influencia puesto que existe una congruencia espacial de la ocupación de los nidos artificiales en años sucesivos (**Tabla 5**). Esto verifica nuestra hipótesis H2. Por tanto, podemos pensar que la calidad del micrositio es reconocida por las aves desde el primer año de existencia de los nidos artificiales. Una consecuencia es que a partir del segundo año, si aumentan los efectivos poblacionales, se van a ir ocupando sitios de peor calidad porque los de mejor calidad ya están ocupados.

Además, y aunque es habitual la existencia de dobles puestas (e incluso triples) en el caso del Gorrión molinero a lo largo de una misma temporada de cría (Cordero & Salaet 1990), la existencia de dichas dobles puestas en numerosas de nuestras cajas-nido puede ser un buen indicativo de la calidad del microhábitat alrededor de las mismas.

Respecto al efecto de la distancia a la vegetación natural, como ya se ha mencionado, en Concejiles los nidos más alejados de la misma presentan una descendencia más reducida. En El Chaparrito, aunque no llega a ser significativo, el efecto es inverso. En este último caso, quizás existan otros factores internos propios de la finca que inviertan el sentido de la influencia de este factor. Podemos resaltar además, que la franja de vegetación natural riparia presente en El Chaparrito es muy estrecha y está bastante alterada y fragmentada, por lo que quizás su influencia sobre la avifauna no es muy notable. Más allá del caso de esta última finca, y quedándonos con el resultado significativo obtenido en Concejiles, podemos decir que la presencia de hábitats naturales o seminaturales en el entorno cercano de los cultivos es muy relevante para el buen desarrollo de la avifauna en los mismos. La proximidad a estas zonas condiciona la presencia de aves en los cultivos porque para ellas representan importantes áreas suministradoras de recursos tróficos, refugio o dormitorios (Railsback & Johnson 2011) y sirven también como áreas fuente de individuos. Esta importancia del hábitat sobre la densidad de aves y sobre la cantidad y calidad de sus fuentes alimenticias ya fue referida por de la Hera *et al.* (2013) en un estudio de seguimiento de cajas-nido en el norte de España, en concreto además para el caso de los páridos. El ensamblaje de las poblaciones animales y sus características, así como la composición de especies, vienen determinados por las características del hábitat local y del paisaje que lo rodea (Sánchez-Oliver *et al.* 2014 (1)).

El actual problema de simplificación agrícola, referido en concreto a la pérdida de remanentes de vegetación natural o seminatural, supone una importante pérdida de biodiversidad en los agroecosistemas. Se ha demostrado que la composición paisajística impacta directamente en la abundancia e incidencia de las plagas e indirectamente afectando a sus enemigos naturales, y que paisajes con proporciones mayores de áreas seminaturales presentan tasas de abundancia de plagas menores y de control biológico mayores (Veres *et al.* 2013). Así, el mantenimiento de la vegetación local por parte de

los agricultores, aunque les suponga leves pérdidas económicas, puede suponer un gran aliado frente a la lucha contra las plagas (Thomson & Hoffmann 2010). Otra alternativa es el empleo de medidas restaurativas, como la instalación de setos en los bordes de los cultivos o franjas y parches de vegetación en el interior de los mismos, medidas que favorecerían el control biológico, así como también otros servicios ecosistémicos (Woltz *et al.* 2012). En este sentido, la ausencia total de ocupación aviar observada en los olivares estudiados y en el interior del viñedo puede tener que ver con las características del hábitat adyacente y con las características internas del propio cultivo. Por una parte, todas las fincas de ambos cultivos coinciden en el empleo de la técnica del laboreo y la consecuente inexistencia de cobertura herbácea, a diferencia de los frutales de Badajoz que son ecológicos y sí que la mantienen. Además, la existencia de árboles jóvenes en el caso de los olivares y la ausencia de estrato arbóreo en el caso del viñedo también pueden condicionar la presencia de aves insectívoras. Finalmente, en el caso del Campo de Montiel (olivares) el paisaje está muy simplificado y apenas existen manchas de vegetación natural alrededor de las fincas estudiadas por lo que creemos que el ecosistema no es muy óptimo para la presencia de aves forestales insectívoras. Se ha demostrado, en el caso de los olivares, la importante influencia de la cobertura herbácea alta y de la edad de los árboles en la abundancia de las aves en estos cultivos (Muñoz-Cobo & Montesino 2003), por ello consideramos que las explicaciones arriba enunciadas se ajustan bastante a la situación real de ausencia de aves nidificantes en estos cultivos.

El estudio de la influencia de la vecindad sobre el reclutamiento también mostró resultados significativos, presentando un efecto positivo en Concejiles y Abadía Retuerta, pero negativo en El Chaparrito. Desde nuestro punto de vista, esta desigualdad se debe a la diferencia en la calidad del micro y mesohábitat en las diferentes fincas. Es decir, como en el caso de El Chaparrito las características del hábitat colindante son peores (como ya se vio anteriormente) el efecto de la competencia es mayor y relevante; sin embargo, en las otras dos fincas, al existir zonas más óptimas para la anidación, el efecto de la competencia queda relegado a un segundo plano en ellas. Así, concluimos que en áreas heterogéneas en cuanto a la calidad de hábitat, las aves tenderán a concentrarse en las zonas más óptimas sin importar el efecto de la competencia gracias a la abundancia de recursos; mientras que en áreas de peor calidad de hábitat y más

homogéneas en cuanto a ella, la competencia generará un patrón espacial de ocupación de las cajas nido. Este argumento, aunque contrario a lo conocido para comunidades vegetales, ya fue enunciado por Dhondt (2010) en un estudio de la competencia en relación a la calidad de hábitat para Carbonero común y Herrerillo común. Aun con todo, la densidad de individuos es un factor muy influyente en las poblaciones de páridos y existen muchas variables denso-dependientes, incluyendo las reproductivas (Wilkin *et al.* 2006). En este sentido, por ejemplo una mayor densidad de aves, y por tanto una mayor proximidad al vecino, puede provocar un aumento en el número de eventos de infidelidad por parte de las hembras, como se ha visto en el caso del Herrerillo común (Charmantier & Perret 2004).

Por otra parte, la existencia de algún caso de uso de una misma caja-nido por dos especies diferentes en una misma temporada de cría, en concreto Carbonero común seguido de Gorrión molinero, puede denotar un efecto de la competencia interespecífica. En este sentido, harían falta más estudios para demostrar si este hecho se debe a un fenómeno de exclusión competitiva o por el contrario a un abandono por parte del párido y el correspondiente oportunismo posterior del gorrión. Si bien, nosotros tendemos a pensar que se trata del segundo supuesto ya que la existencia de segundas puestas por parte del Carbonero común no suele ser muy habitual (Museo Nacional de Ciencias Naturales 2015), no siéndolo tampoco en nuestro estudio, y los hábitos nidificantes del Gorrión molinero acostumbran a ser oportunistas (Sánchez-Aguado 1984). De esta manera, la hipótesis H3 se verifica pero solo parcialmente, ya que la competencia sí que presenta influencia sobre la nidificación en las cajas-nido, pero queda supeditada a la calidad del hábitat.

En cuanto al uso de los nidos artificiales por las diferentes especies, cabe recordar que hubo una gran presencia de páridos en los viñedos de Abadía Retuerta, mientras que en las fincas de frutales de Badajoz los ocupantes predominantes fueron los gorriones, con una tasa de nidificación muy baja por parte de las aves insectívoras allí (**Anexo 6**). Nosotros creemos que esta desigualdad es debida por una parte a las características del paisaje, y por otra parte a la ubicación de las cajas-nido en cada finca. Así, el bajo número de páridos en los frutales puede estar relacionado con la escasez de hábitats óptimos para ellos en las proximidades, ya que en general se trata de un mar de cultivos,

y por la instalación de los nidos en los árboles frutales, especies no tan habituales para ubicar su nido. Sin embargo, el Gorrión molinero, aunque es la especie más forestal de las del género *Passer* dentro de las presentes en nuestra fauna, acepta muy bien estas condiciones porque tiene preferencia por cultivos con presencia de arbolado. Sin embargo, en Abadía Retuerta la presencia de un ambiente eminentemente más forestal y la ausencia de estrato arbóreo en los viñedos hacen que su abundancia allí sea mucho menor. Por el contrario, las aves forestales encuentran un ecosistema adecuado en esta comarca de Valladolid por la presencia de encinares y pinares dispersos. Además, la ubicación de las cajas-nido en pies de encina, pino piñonero o sabina en el borde del viñedo recrea una situación más realista para el caso de estas aves.

El Carbonero común fue el párido con mayor tasa de ocupación, seguido del Herrerillo común. Se trata de especies más generalistas, abundantes y cosmopolitas que el Carbonero garrapinos o el Herrerillo capuchino. Si bien, la menor presencia de Herrerillo común en Abadía Retuerta puede ser debida a que éste se enrarece en los bosques de coníferas (SEO 2015 (1)). El caso del Gorrión común, solo presente en Concejiles y no en El Chaparrito, puede ser debido a un mayor grado de antropización en esta finca, ya que las parejas de esta especie se situaron preferencialmente junto al cortijo y a la nave protectora de un rebaño de ovejas existente en la propiedad. Esta tendencia a ocupar cajas-nido cercanas a infraestructuras humanas ya ha sido documentada (Remacha & Delgado 2009). En este caso, no hizo falta que otras especies (como los pícidos) agrandaran el orificio de entrada de las cajas para que el Gorrión común pudiera ocuparlas, como sí se ha visto en otros estudios (Charter *et al.* 2010). La elevada presencia de los gorriones en los nidos artificiales no se puede considerar como un hecho negativo, puesto que de alguna manera consumen artrópodos durante la época de cría, pero no son el objetivo de nuestro estudio ni de la instalación de cajas-nido para el control de plagas porque se trata de especies eminentemente granívoras.

Por otro lado, la ocupación por parte de otras especies no aves fue muy significativa en Abadía Retuerta y Concejiles, donde además, en el caso de los viñedos, se incrementó con los años. Se trató principalmente de Lirón careto. La ausencia en El Chaparrito seguramente está condicionada a la inexistencia de hábitats fuente cercanos debido a la ya mencionada simplicidad paisajística de la zona. No es un hecho desconocido el

aprovechamiento de las cajas-nido para aves insectívoras por parte de este roedor, pero las tendencias positivas en su grado de ocupación indican un rápido aprendizaje de este recurso. Así, no solo las características del hábitat o la altura a la que es colocado el nido afectan a la frecuencia e intensidad del uso por parte de esta especie, sino que también lo hace el tiempo de permanencia del artilugio en el campo (Madikiza *et al.* 2010). Aunque el problema de desplazamiento de las especies de aves en las cajas-nido por este roedor sea el efecto más relevante observado en nuestro estudio, tampoco debemos olvidar su papel como predador. Varias fueron las cajas en las que se observaron eventos de depredación por parte de esta especie. Y aunque el grado de depredación de los nidos depende del hábitat local y de la estructura del paisaje (Sánchez-Oliver *et al.* 2014 (2)), se ha demostrado que los nidos artificiales pueden sufrir una mayor tasa de depredación que los nidos naturales porque los depredadores pueden aprender a explotar las cajas-nido como un recurso alimenticio e incluso utilizar la memoria para tal fin (Potti & Merino 1994; Miller 2002). En este sentido, si queremos evitar este fenómeno perjudicial para el propósito de la instalación de nidos artificiales, deberemos tomar medidas al respecto. Existen recomendaciones acerca de la ubicación y colocación de los nidos, así como también diferentes mecanismos para dificultar el acceso a los depredadores (Potti & Merino 1994) (**Anexo 10**).

El efecto de los trabajos agrícolas también podría haber inducido una menor tasa de ocupación o de reclutamiento por ocasionar molestias a los pájaros, sobre todo en el caso de los frutales por la ubicación de los nidos en la matriz del cultivo. Existen evidencias de que el ruido crónico de origen antrópico puede alterar el correcto desarrollo de la descendencia (Schroeder *et al.* 2012). Sin embargo creemos que esto no ha sido así, y en tal caso que ha habido un proceso de adaptación, vistas las tendencias positivas año tras año. Este hecho es positivo para la adecuada conciliación de los intereses del agricultor y de las aves.

Por todo lo anterior, y aun teniendo en cuenta que una elevada densidad de nidos artificiales puede suponer una trampa ecológica para las aves en algunos casos (Mänd *et al.* 2005), consideramos la instalación de cajas-nido en cultivos leñosos como una oportunidad para aumentar la abundancia de las aves insectívoras en ellos, presentando incluso en ocasiones mejores tasas en los parámetros reproductivos que los nidos

naturales (Purcell *et al.* 1997). Si bien, creemos que es necesario un profundo estudio del ecosistema y el paisaje, la realización de censos de aves y estudios de su biología, así como censos y estudios de sus depredadores, antes de la instalación de nidos artificiales en cultivos. Además, entender la interacción entre la fluctuación de la abundancia y el patrón espacial de las poblaciones es clave para el diseño de estrategias de conservación, particularmente en sistemas como los mosaicos agrícolas mediterráneos, sometidos a intensificación y fluctuaciones climáticas (Rey Benayas *et al.* 2010).

6.2 Potencial de las aves insectívoras como agentes de control biológico

La tendencia observada a una mayor depredación de orugas en el Tratamiento que en el Control (hipótesis H4) refleja, por tanto, el potencial que presentan las aves insectívoras en la regulación de plagas, así como también la notable influencia de la instalación de nidos artificiales en dicho proceso. Jedlicka *et al.* (2011) ya enunciaron esta misma conclusión en un estudio de similar metodología en el que la tasa de consumo fue 2,4 veces superior en el Tratamiento frente al Control. Ellos, al igual que nosotros, también esbozaron un efecto de la distancia sobre la alimentación, hallando un mayor nivel de consumo y de exploración alimenticia cerca de las cajas-nido ocupadas. En este sentido, es lógico pensar en la optimización de recursos energéticos en la búsqueda de alimento por parte de las aves, más si cabe en estos pequeños passeriformes en los que el vuelo supone la actividad energéticamente más costosa (Carrascal & Tellería 1989). Así, resulta de vital importancia tener cuenta los parámetros relacionados con el área de campeo y el efecto patrulla alrededor del nido durante el diseño de la instalación de cajas-nido. Por otra parte, este hallazgo está en consonancia con lo ya visto anteriormente de la influencia de la existencia de vegetación natural próxima (que suponga una fuente alimenticia adicional) para un adecuado servicio de regulación de plagas por parte de las aves.

El menor grado de consumo en las zonas lejanas en Abadía Retuerta no solo puede estar relacionado con la distancia, sino que también puede deberse a la ubicación de las muestras en el interior del viñedo. El ecotono entre el cultivo y las masas forestales

adyacentes puede generar un efecto barrera que impida a las aves insectívoras adentrarse en el viñedo con fines exploratorios, lo que explicaría las bajas tasas de depredación allí, tanto en Tratamiento como en Control. Es cierto que estas aves forestales no tienen por qué mostrar una tendencia a la exploración en busca de sitios de nidificación dentro del viñedo puesto que la ausencia de estrato arbóreo lo imposibilita, pero sí que podríamos esperar una conducta de exploración en busca de comida. Sin embargo, creemos que, por una parte la ausencia de ramas adecuadas para posarse y por otra parte la falta de costumbre debida a la escasez de presas dentro del viñedo, no favorecen este hecho. Mencionar en este punto, que en Abadía Retuerta, a diferencia de en los frutales, sí se emplean insecticidas para combatir las plagas, lo que puede suponer una muy baja abundancia de artrópodos en el viñedo. Remarcamos de nuevo, por tanto, que la existencia de parches o remanentes de vegetación natural dentro del cultivo contribuiría a romper la homogeneidad del mismo y estimularía a las aves a su exploración, actuando estas manchas vegetales como *stepping stones*. Se podría simular de esta manera un modelo de fragmentación intermedia del hábitat con notable importancia del efecto borde, situaciones que han demostrado incrementar la insectivoría por parte de las aves en paisajes en mosaico (Barbaro *et al.* 2013).

La observación en el fototrampeo de una gran proporción de eventos de depredación por especies no ocupantes de las cajas-nido hace que la conclusión emitida en nuestro Trabajo en cuanto al efecto positivo de los nidos artificiales en el control de plagas deba asumirse con precaución, aun con resultados significativos en los experimentos. Así, la existencia de especies más generalistas en los cultivos, como por ejemplo el Rabilargo, puede condicionar la relevancia de las aves insectívoras como agentes de control biológico, pudiendo incluso verse desplazadas estas últimas por las primeras. Esto puede explicar la ausencia de diferencias significativas para el análisis estadístico particular de las muestras de páridos y su bajo número de eventos de depredación grabados. Las bajas tasas de depredación en las muestras asociadas al Gorrión molinero, a pesar de la elevada tasa de ocupación del mismo y de la elevada cifra de sus nidos experimentados, puede ser un hecho esperable puesto que, por un lado, y aunque en primavera y verano aumenta su consumo de invertebrados, se trata de una especie granívora y por otro lado, se alimenta en el suelo, entre la hojarasca o sobre la vegetación herbácea (SEO 2015 (2)), al igual que el Gorrión común (Singh *et al.* 2013).

Sería necesario en este sentido, llevar a cabo un experimento en el que las orugas centinela se situaran a nivel del suelo para determinar si los gorriones nidificantes contribuyen o no proactivamente a la regulación de plagas. También consideramos necesario un estudio más profundo de la biología y etología de las especies objetivo de este proyecto, así como análisis de los parámetros del microhábitat que les afecta y estudios sobre las plagas de estos cultivos para identificar posibles errores clave que podamos haber cometido en los experimentos, y así poder corregirlos y obtener conclusiones más acertadas.

En cuanto a las tasas de consumo estimadas para las diferentes fincas, la elevada cifra obtenida, sobre todo en el caso de Abadía Retuerta gracias a la mayor abundancia de aves insectívoras allí, da una idea del potencial ecológico y económico de estos animales. Numerosos autores han reportado cifras acerca del consumo de artrópodos por parte de las aves (**Tabla 9**) y éste es particularmente fuerte durante la época de cría debido a las necesidades tróficas de la descendencia, que a su vez suele coincidir con importantes fases del desarrollo de los invertebrados y de los cultivos (Triplett *et al.* 2012). En este sentido, cabe destacar que el fomento de las aves en los cultivos leñosos también puede tener consecuencias negativas puesto que no solo consumen insectos que constituyen plagas, sino que también pueden depredar sobre otros invertebrados que son beneficiosos para los cultivos o incluso controladores de plagas. Es el caso por ejemplo de muchas especies de arañas (Hooks *et al.* 2003). Aunque ambos sean controladores de plagas de otros invertebrados, las aves además pueden limitar las densidades de arácnidos en algunos hábitats (Mestre *et al.* 2013). En el caso concreto del Carbonero común, y aunque las orugas de lepidóptero constituyan el alimento básico de los pollos de esta especie (Barba *et al.* 1989), en ambiente mediterráneo las arañas suponen una fuente trófica clave para la descendencia (Pagani-Núñez *et al.* 2011). A pesar de ello, si se mantiene un buen equilibrio de las poblaciones, la incidencia de este efecto puede ser mínima sin detrimento sobre el buscado control de plagas.

Algunos estudios han hallado una reducción del 50% del daño de las plagas en los cultivos gracias al control aviar (Mols & Visser 2007). Y aunque no es tan efectivo en valor absoluto como los plaguicidas, también se ha encontrado una influencia indirecta en el crecimiento vegetal debido al efecto generado sobre las plagas (Marquis &

Whelan 1994). De esta manera, resulta inteligente fomentar esta alternativa de control biológico de plagas, más segura ambientalmente y más barata económicamente, en detrimento del perjudicial control químico (Parasharya *et al.* 1994).

Tabla 9. Tasas de consumo de invertebrados por parte de las aves en diferentes agroecosistemas del mundo. Fuente: Rey Benayas *et al.* 2014

Fuente	Ecosistema	Lugar	Especie ave	Agente plaga	Tasa consumo
Mock (1991) citado en Jedlicka <i>et al.</i> (2011)	Viñedo	NOE California, EE.UU	<i>Sialia mexicana</i>	Artrópodos	Una pareja de adultos/46 g artrópodos/día Cinco pollos/78 g artrópodos/día
Ji <i>et al.</i> (2008)	Cafetal	Xinjiang, SE China	<i>Sturnus roseus</i>	<i>Calliptamus italicus</i> , <i>Gomphocerus sibiricus</i> , <i>Oedaleus decorus decorus</i> , <i>Dociostaurus kraussi kraussi</i> , <i>Deracantha spp.</i>	Un adulto consume 154 saltamontes/día.
Sinu (2011)	Té	NE India	<i>Sturnus contra</i>	Orugas de <i>Hyposidra talaca</i> , <i>H. infixaria</i> , <i>Biston suppressaria</i> , <i>Arctornis submarginata</i>	Un adulto consume 5,78 orugas/15 min.
Erdogan <i>et al.</i> (2005)	Bosques de <i>Pinus brutia</i> y <i>Cedrus libani</i>	Antalya, SOE Turquía	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	<i>Thaumethopoea pityocampa</i> , <i>Acleris undulana</i> , <i>Ips acuminatus</i> , <i>Orthotomicus erosus</i>	Machos: 105 cebas/12 horas, Hembras: 78 cebas/12 horas.
Gardner & Thompson (1998)	Pradera árida dominada por <i>Gutierrezia microcephala</i>	Arizona, Estados Unidos	18 especies de aves	<i>Hesperotettix viridis</i> , <i>Melanoplus aridus</i> , <i>Ageneotettix deorum</i> , <i>Horesidotes cinerius</i> , <i>Melanoplus pictus</i> , <i>Paropomala palida</i> , <i>Paropomala wyomingensis</i> , <i>Syrbula montezuma</i> , <i>Taeniopoda eques</i> [No son especies plaga]	Si las aves son responsables de la reducción total de la población de saltamontes (59%), su consumo es 88 saltamontes/ave/día.
Takekawa & Garton (1984)	Pinar	Washintong, Estados Unidos	<i>Hesperiphona vespertin/Cocc othraustes vespertinus</i>	<i>Choristoneura occidentalis</i> (tórtix)	Un adulto consume en un verano 12600 (SE=±5240) tórtix en el sitio 3 y 26400 (SE =±9020) en el 2. Anualmente, los picogordos consumen 3036000 tórtix/km ² en el sitio 3 (SE=±1761000) y 8900000 en el 2 (SE=±4900000).

6.3 Líneas de investigación futura

Aun habiendo aprendido mucho sobre esta cuestión, queda mucho por saber y recomendamos realizar más experimentos de depredación con aves insectívoras (probando quizás otras metodologías también), relacionándolos con la abundancia de las plagas y su incidencia en los cultivos, así como también con la calidad y cantidad de las cosechas.

Por otro lado, el descubrimiento de la utilización de los nidos artificiales por parte de las avispas, sobre todo en los olivares, abre una nueva línea de investigación en el control biológico de plagas. Las avispas son depredadoras de otros artrópodos y por tanto pueden actuar como agentes de control biológico en los cultivos (Picanco *et al.* 2010). Si somos capaces de suministrarles un adecuado hábitat de anidación y no comprometemos la seguridad humana ni el equilibrio óptimo con el resto de invertebrados, pueden suponer una herramienta muy barata y útil para el control de plagas. Algún experimento preliminar con orugas centinela ya hemos llevado a cabo, y los resultados han sido positivos en cuanto grado de depredación e influencia de la distancia.

7. CONCLUSIONES

Las conclusiones principales de este Trabajo son las siguientes:

1. Como respuesta al objetivo general de este Trabajo, el favorecimiento de las aves insectívoras incrementa la regulación de plagas de invertebrados en cultivos leñosos mediterráneos.
2. La ocupación de nidos artificiales por las aves se incrementó con el tiempo transcurrido desde su instalación (hipótesis H1). Ésta promedió 26%, 50% y 58% en el conjunto de las tres fincas en 2013, 2014 y 2015, respectivamente.
3. Existe una congruencia espacial de la intensidad del uso de los nidos artificiales en años sucesivos que evidencian la selección de micro y mesohábitats favorables. No obstante, el efecto de la distancia a la vegetación natural o seminatural más próxima y del clima fue distinto en fincas diferentes (hipótesis H2).
4. La reducción del reclutamiento como consecuencia de la intensidad de la competencia intra- e inter-específica sólo se manifestó en una de las tres fincas estudiadas, que se atribuye a su menor calidad de hábitat respecto a las otras dos (hipótesis H3).
5. La tasa de depredación de orugas centinela fue mayor significativamente sólo cerca (un 80% superior hasta 5 m) de los nidos artificiales ocupados por aves que en los correspondientes controles (hipótesis H4).
6. Las tasas de consumo estimadas por parte de las aves insectívoras nidificantes en las fincas estudiadas se encuentran dentro del intervalo 71 kg/año en una finca de frutales de 80 ha y 1.002 kg/año en un viñedo de 203 ha.

8. AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a José María Rey Benayas su labor como Director y Tutor Académico de este Trabajo Fin de Máster. El tiempo dedicado, así como su experiencia y conocimiento me han sido de gran ayuda.

Agradezco también a la Universidad de Alcalá por concederme una Ayuda de Iniciación a la Investigación en 2013-2014 que ha estado vinculada con este Trabajo; a los propietarios, encargados y trabajadores de las fincas agrícolas de las empresas Abadía Retuerta y HaciendasBio por permitirnos llevar a cabo este Proyecto y colaborar en todo lo posible; y a las siguientes instituciones y proyectos por su financiación y colaboración: FIRE y su proyecto “Campos de Vida”, Ministerio de Economía y Competitividad y sus proyectos CGL2010-18312 y CGL2014-53308-P, Gobierno de la Comunidad de Madrid y sus proyectos S2009AMB-1783-REMEDINAL-2 y S2013/MAE-2719 REMEDINAL-3, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y Fundación Biodiversidad y su proyecto “*Control aviar de plagas de invertebrados en cultivos leñosos mediante restauración ecológica estratégica*”.

Agradezco además a Jorge Meltzer Gómez-Escalonilla, Juan S. Sánchez-Oliver, Lorenzo Pérez Camacho, Salvador Rebollo de la Torre, Luis Cayuela Delgado y Ana Guerrero Gil la ayuda académica y logística prestada.

A Amparo, Daniel, Vanesa, Marco, Mateo y el resto de mi familia por su apoyo y ánimos para sacar adelante este Trabajo y por ayudarme siempre que lo he necesitado.

A mis amigos y personas que, aunque ya no estén ahí, me han apoyado y ayudado cuando lo he necesitado.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Alessandria E., Leguía H., Pietrarelli L., Zamar J., Luque S., Sánchez J., Arborno M., Rubin D. 2002. Diversidad agrícola: incidencia de plagas en sistemas de producción extensivos en Córdoba, Argentina. *Biodiversidad* 32: 9-12.
- Barba E., Gil-Delgado J. A., López J. A. 1989. La alimentación de los pollos del Carbonero común (*Parus major*) en el naranjal valenciano. *Ardeola* 36(1): 83-110.
- Barbaro L., Giffard B., Charbonnier Y., van Halder I., Bockerhoff E. G. 2013. Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. *Diversity and Distributions* 20(2): 1-11.
- Bowen M. E., McAlpine C. A., House A. P. N., Smith G. C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biological Conservation* 140: 273-296.
- Brühl C. A., Schmidt T., Pieper S., Alscher A. 2013. Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? *Scientific Reports* 3:1135
- Carrascal L. M., Tellería J. L. 1989. Comportamiento de búsqueda del alimento y selección de especies arbóreas: análisis con el agateador común (*Certhia brachydactyla*) durante el invierno. *Ardeola* 36(2): 149-160.
- Chaplin-Kramer R., O'Rourke M. E., Blitzer E. J., Kremen C. 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14(9): 922-932.
- Charmantier A., Perret P. 2004. Manipulation of nest-box density affects extra-pair paternity in a population of blue tits (*Parus caeruleus*). *Behav Ecol Sociobiol* 56: 360-365.
- Charter M., Leshem Y., Halevi S. *et al.* 2010. Nest box use by great tits in semi-arid rural residential gardens. *Wilson journal of ornithology* 122(3): 604-608.
- Colloff M. J., Lindsay E. A., Cook D. C. 2013. Natural pest control in citrus as an ecosystem service: Integrating ecology, economics and management at the farm scale. *Biological Control* 67: 170-177.
- Cordero P. J., Salaet M. 1990. Breeding season, population and reproduction rate of the tree sparrow (*Passer montanus*, L.). Barcelona (Spain). Pp. 169-177. En: Pinowski J., Summers-Smith J. D. (Eds.) *Granivorous birds in the agricultural landscape*. Polish Scientific Publishers, Varsovia.
- Coscollá R. 1980. Incidencia de los factores climatológicos en la evolución de las plagas y enfermedades de las plantas. *Bol. Serv. Plagas* 6:123-139.
- De la Hera, I., Arizaga, J., Galarza, A. 2013. Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: a view from a nest-box monitoring study. *Animal Biodiversity and Conservation* 36(2): 153-163.
- Del Moral J., Miguel-Lasobras E. M., Álvarez I. S., Muriel A., Pérez-Rojas F., Senero M. 2004. Toxicidad en aves (*Numida meleagris* L.) de insecticidas utilizados en el control de la langosta (*Dociostaurus maroccanus* Thunb.). *Bol. San. Veg. Plagas* 30: 635-648.
- Dhondt A. A. 2010. Effects of competition on great and blue tit reproduction: intensity and importance in relation to habitat quality. *Journal of Animal Ecology* 79: 257-265.
- Erdogan A., Kacar M. S., Turan L. S., Kiziroglu I., Oz M. 2005. Forest pest control by common redstart (*Phoenicurus phoenicurus* L.) near Antalya, Turkey. *J. Pest Science* 78: 243-245.

- Foley J. A., Ramankutty N., Brauman K. A., Cassidy E. S., Gerber J. S., Johnston M. *et al.* 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337-342.
- Forcey G. M., Linz G. M., Thogmartin W. E., *et al.* 2007. Influence of land use and climate on wetland breeding birds in the Prairie Pothole region of Canada. *Canadian journal of zoology*. 85(3): 421-436.
- Gardner K. T., Thompson D. C. 1998. Influence of avian predation on a grasshopper (*Orthoptera: Acrididae*) assemblage that feeds on Threadleaf Snakeweed. *Environmental Entomology* 27: 110-116.
- Gavier-Pizarro G. I., Calamari N. C., Thompson J. J., Canavelli S. B., Solari L. M., Decarre J. *et al.* 2012. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154: 44-55.
- Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W. W., Emmerson M., Morales M. B. *et al.* 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11: 97-105.
- Hao G., Yang G. A. 2013. Pest control: Risks of biochemical pesticides. *Science* 342: 799.
- Headley J. C. 1972. Economics of Agricultural Pest Control. *Annual Review of Entomology* 17: 273-286.
- Hellmich J. 1992. Impacto del uso de pesticidas sobre las aves: el caso de la avutarda. *Ardeola* 39(2): 7-22.
- Henry M., Béguin M., Requier F., Rollin O., Odoux J. F., Aupinel P., Aptel J., Tchamitchian S., Decourtye A. 2012. A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science* 336: 348-350.
- Hildebrandt A., Guillamón M., Lacorte S., Tauler R., Barceló D. 2008. Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). *Water Research* 42: 3315-3326.
- Hooks C. R. R., Pandey R. R., Johnson M. W. 2003. Impact of avian and arthropod predation on lepidopteran caterpillar densities and plant productivity in an ephemeral agroecosystem. *Ecological Entomology* 28: 522-532.
- Hossard L., Philibert A., Bertrand M., Colnenne-David C., Debaeke P., Munier-Jolain N., Jeuffroy M. H., Richard G., Makowski D. 2014. Effects of halving pesticide use on wheat production. *Scientific Reports* 4: 4405.
- Hume R. 2007. *Guía de campo de las aves de España y de Europa*. Ediciones OMEGA, S.A. Plató 26 – 08006 Barcelona, España.
- Jedlicka J. A., Greenberg R., Letourneau D. K. 2011. Avian conservation practices strengthen ecosystem services in California vineyards. *PLoS ONE* 6(11): e27347.
- Ji R., Simpson S. J., Yu F., He Q. X., Yun, C. J. 2008. Diets of migratory rosy starlings (*Passeriformes: Sturnidae*) and their effects on grasshoppers: Implications for a biological agent for insect pests. *Biological Control* 46: 547-551.
- Johnson M. D., Kellermann J. L., Stercho A. M. 2010. Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. *Animal Conservation* 13: 140-147.
- Karp D. S., Mendenhall C. D., Sandí R. F., Chaumont N., Ehrlich P. R., Hadly E. A., Daily G. C. 2013. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters* 16(11): 1339-1347.

- Kellermann J. L., Johnson M. D., Stercho A. M., Hackett S.C. 2008. Ecological and economic services provided by birds on Jamaican Blue Mountain coffee farms. *Conservation Biology* 22(5): 1177-1185.
- Kleijn D., Baquero R. A., Clough Y., Díaz M., De Esteban J., Fernández F., *et al.* 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* 9: 243-254.
- Leech D. I., Crick H. Q. P. 2007. Influence of climate change on the abundance, distribution and phenology of woodland bird species in temperate regions. *IBIS* 149(2): 128-145.
- Madikiza Z. J. K., Bertolino S., Baxter R. M., Do Linh San E. 2010. Nest box use by woodland dormice (*Graphiurus murinus*): the influence of life cycle and nest box placement. *Eur J Wild Res* 56: 735-743.
- MAGRAMA 2014. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos: resultados nacionales y autonómicos. Web consultada en septiembre de 2015. <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/esyrce/>
- Mall R. K., Singh R., Gupta A., Srinivasan G., Rathore L. S. 2006. Impact of climate change on indian agriculture: a review. *Climatic Change* 78: 445-478.
- Mänd R., Tilgar V., Lõhmus A., Leivits A. 2005. Providing nest boxes for hole-nesting birds – Does habitat matter? *Biodiversity and Conservation* 14: 1823-1840.
- Mäntylä E., Alessio G. A., Blande J. D., Heijari J., Holopainen J. K., Laaksonen T., Piirtola P., Klemola T. 2008. From plants to birds: higher avian predation rates in trees responding to insect herbivory. *PLoS ONE* 3(7): e2832.
- Marquis R. J., Whelan C. J. 1994. Insectivorous birds increase growth of white oak through consumption of leaf-chewing insects. *Ecology* 75(7): 2007-2014.
- Marra P. P., Francis C. M., Mulvihill R. S., Moore F. R. 2005. The influence of climate on the timing and rate of spring bird migration. *Oecologia* 142: 307-315.
- Maxmen A. 2013. Under attack. *Nature* 501: S15-S17.
- Mestre L., Garcia N., Barrientos J. A., Espadaler X., Piñol J. 2013. Bird predation affects diurnal and nocturnal web-building spiders in a Mediterranean citrus grove. *Acta Oecologica* 47: 74-80.
- Miller K. E. 2002. Nesting success of the great crested flycatcher in nest boxes and in tree cavities: Are nest boxes safer from nest predation? *Wilson bulletin* 114(2): 179-185.
- Mock P. J., Khubesian M., Larcheveque D. M. 1991. Energetics of growth and maturation in sympatric passerines that fledge at different ages. *Auk* 108: 34-41.
- Mols C. M. M., Visser M. E. 2002. Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of Applied Ecology* 39: 888-899.
- Mols C. M. M., Visser M. E. 2007. Great tits (*Parus major*) reduce caterpillar damage in commercial apple orchards. *PLoS ONE* 2(2): e202.
- Moreno-Rueda G. 2003. Selección de cajas-nido por aves insectívoras en Sierra Nevada. *Zool. baetica* 13/14: 131-138.
- Muñoz-Cobo J., Moreno Montesino J. 2003. Uso del agroecosistema olivar por las aves. (I) Variables estructurales en la estación reproductora. *Bol. San. Veg. Plagas* 29: 159-169.

- Muñoz-Cobo J., Moreno Montesino J. 2005. Los huecos en los olivos como factor limitante para la fauna de vertebrados e invertebrados del olivar en la provincia de Jaén. *Bol. San. Veg. Plagas* 31: 133-145.
- Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) 2015. Ficha Carbonero común (*Parus major*). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Web consultada en agosto de 2015. <http://www.vertebradosibericos.org/aves/reproduccion/parmajre.html>
- Nakagawa S., Schielzeth H. 2013. A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 133-142.
- Niu J. Z., Hull-Sanders H., Zhang Y. X., Lin J. Z., Dou W., Wang J. J. 2014. Biological control of arthropod pests in citrus orchards in China. *Biological Control* 68: 15-22.
- Oerke E. C., Dehne H. W., Schonbeck F., Weber A. 1994. *Crop Production and Crop Protection: Estimated Losses in Major Food and Cash Crops*. Elsevier, Amsterdam.
- Pagani-Núñez E., Ruiz I., Quesada J., Negro J. J., Senar J. C. 2011. The diet of Great Tit *Parus major* nestlings in a Mediterranean Iberian forest: the important role of spiders. *Animal Biodiversity and Conservation* 34(2): 355-361.
- Paoletti M. G., Pimentel D. 2000. Environmental risks of pesticides versus genetic engineering for agricultural pest control. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 12: 279-303.
- Parasharya B. M., Dodia J. F., Mathew K. L., Yadav D. N. 1994. Natural regulation of white grub (*Holotrichia* sp: Scarabidae) by birds in agroecosystem. *J. Biosci* 19(4): 381-389.
- Picanco M. C., de Oliveira I. R., Rosado J. F. et al. 2010. Natural biological control of *Ascia monuste* by the social wasp *Polybia ignobilis* (hymenoptera: Vespidae). *Sociobiology* 56(1): 67-76.
- Pimentel D., Acquay H., Biltonen M., Rice P., Silva M., Nelson J., Lipner V., Giordano S., Horowitz A., D'Amore M. 1993. Assessment of environmental and economic impacts of pesticide use. In Pimentel D. and H. Lehman (eds.) *The Pesticide Question: Environment, Economics, and Ethics*, pp. 47-83. Chapman & Hall, New York.
- Pimentel D. 1997. *Techniques for reducing pesticide use. Economic and environmental benefits* J. Wiley & Sons, New York.
- Pimentel D. 2005. Environmental and economic costs of the application of pesticides primarily in the United States. *Environment, Development and Sustainability* 7: 229-252.
- Porter J. H., Parry M.L., Carter T. R 1991. The potential effects of climatic-change on agricultural insect pests. *Agricultural and forest meteorology* 57: 221-240.
- Pose-Juan E., Sánchez-Martín M. J., Andrades M. S., Rodríguez-Cruz M. S., Herrero-Hernández E. 2015. Pesticide residues in vineyard soils from Spain: Spatial and temporal distributions. *Science of the Total Environment* 514: 351-358.
- Potti J., Merino S. 1994. Depredación sobre aves insectívoras en cajas-nido. Algunas implicaciones para el manejo y conservación de sus poblaciones y el diseño de los nidales. *Ecología* 8: 445-452.
- Purcell K. L., Verner J., Oring L. W. 1997. A comparison of the breeding ecology of birds nesting in boxes and tree cavities. *The Auk* 114(4): 646-656.
- Railsback S. F., Johnson M. D. 2011. Pattern-oriented modeling of bird foraging and pest control in coffee farms. *Ecological Modelling* 222: 3305-3319.
- Remacha C., Delgado J. A. 2009. Spatial nest-box selection of cavity-nesting bird species in response to proximity to recreational infrastructures. *Landscape and Urban Planning* 93: 46-53.

- Rey Benayas J. M., de la Montaña E., Pérez-Camacho L., de la Cruz M., Moreno-Mateos D., Parejo J. L., Seoane S. S., Galván I. 2010. Short-term dynamics and spatial pattern of nocturnal birds inhabiting a mediterranean agricultural mosaic. *Ardeola* 57(2): 303-320.
- Rey Benayas J. M., Bullock J. M. 2012. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems* 15: 883-899.
- Rey Benayas J. M., Gómez-Escalonilla J. M., Gómez-Crespo J. I., Mesa A., Jiménez L. 2014. Control aviar de plagas de invertebrados en cultivos leñosos mediante restauración ecológica estratégica.
- Ruiz Torres M. 2014. Métodos de control biológicos y tecnológicos de plagas y enfermedades del olivo. *Vida Rural* Septiembre 2014: 60-63.
- Sabatier P., Poulenard J., Fanget B., Reyss J. L., Develle A. L., Wilhelm B. *et al.* 2014. Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed. *PNAS* 111(44): 15647-15652.
- Sánchez-Aguado F. J. 1984. Fenología de la reproducción y tamaño de la puesta en el Gorrión Molinero (*Passer montanus* L.). *Ardeola* 31: 33-45.
- Sánchez-Oliver J. S., Rey Benayas J. M., Carrascal L. M. 2014 (1). Differential effects of local habitat and landscape characteristics on bird communities in Mediterranean afforestations motivated by the EU Common Agrarian Policy. *Eur J Wildl Res* 60: 135-143.
- Sánchez-Oliver J. S., Rey Benayas J. M., Carrascal L. M. 2014 (2). Local habitat and landscape influence predation of bird nests on afforested Mediterranean cropland. *Acta Oecologica* 58: 35-43.
- Schroeder J., Nakagawa S., Cleasby I. R., Burke T. 2012. Passerine birds breeding under chronic noise experience reduced fitness. *Plos ONE* 7(6): e39200.
- SEO/birdlife 2015 (1). Ficha Herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*). Web consultada en septiembre de 2015. <http://www.seo.org/ave/herrerillo-comun/>
- SEO/birdlife 2015 (2). Ficha Gorrión molinero (*Passer montanus*). Web consultada en septiembre de 2015. <http://www.seo.org/ave/gorrior-molinero/>
- SIAR (MAGRAMA) 2015. Web consultada en septiembre de 2015. <http://portal.magrama.gob.es/websiar/Inicio.aspx>
- Singh M., Ojha P. R., Rao R. 2013. Distribution, bathing (soil and water) and preening behavior of house sparrow, *Passer domesticus* in and around sikar (Rajasthan). *Journal of Experimental Zoology* 16(2): 411-418.
- Sinu P. A. 2011. Avian pest control in tea plantations of sub-Himalayan plains of Northeast India: Mixed-species foraging flock matters. *Biological Control* 58: 362-366.
- Stokstad E., Grullón G. 2013. Pesticide Planet. *Science* 341: 730-731.
- Swinton S. M., Lupi F., Robertson G. P., Hamilton S. K. 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64: 245-252.
- Takekawa J. Y., Garton, E. O. 1984. How much is an Evening Grosbeak Worth? *J. of Forestry* 82: 426-428.
- Thomson L. J., Hoffmann A. A. 2010. Natural enemy responses and pest control: Importance of local vegetation. *Biological Control* 52: 160-166.

- Thomson L. J., Macfadyen S., Hoffmann A. A. 2010. Predicting the effects of climate change on natural enemies of agricultural pests. *Biological Control* 52: 296-306.
- Tilman D., Fargione J., Wolff B. *et al.* 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292(5515): 281-284.
- Tremblay A., Mineau P., Stewart R. K. 2001. Effects of bird predation on some pestinsect populations in corn. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 143-152.
- Triplett S., Luck G. W., Spooner P. 2012. The importance of managing the costs and benefits of bird activity for agricultural sustainability. *International Journal of Agricultural Sustainability* 10(4): 268-288.
- Tscharntke T., Klein A. M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Veres A., Petit S., Conord C., Lavigne C. 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166:110-117.
- Vickery J., Carter N., Fuller R. J. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89: 41-52.
- Wan N. F., Ji X. Y., Jiang J. X., Li B. 2015. A modelling methodology to assess the effect of insect pest control on agro-ecosystems. *Nature, Scientific Reports* 5: 9727.
- Whitehorn P. R., O'Connor S., Wackers F. L., Goulson D. 2012. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science* 336: 351-352.
- Wilkin T. A., Garant D., Gosler A. G., Sheldon B. C. 2006. Density effects on life-history traits in a wild population of the great tit *Parus major*: analyses of long-term data with GIS techniques. *Journal of Animal Ecology* 75: 604-615.
- Woltz J. M., Isaacs R., Landis D. A. 2012. Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 152: 40– 49.
- Xoriguer G. E., VOLCAM 2007. Manual para construir cajas nido y otros artilugios similares.
- Yamaguchi T., Kiritani K., Matsuhira K. *et al.* 2001. The influence of unusual hot weather on the occurrence of several arthropod crop pests. *Japanese journal of applied entomology and zoology* 45(1): 1-7.
- Zapata L., Peña-Chocarro L., Pérez-Jordá G., Stika H. P. 2004. Early neolithic agriculture in the Iberian Peninsula. *Journal of World Prehistory* 18: 283-325.
- Zhang W., Ricketts T. H., Kremen C., Crney K., Swinton S. M. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64: 253-260.
- Zhao Z. H., Hui C., He D. H., Li B. L. 2015. Effects of agricultural intensification on ability of natural enemies to control aphids. *Scientific Reports* 5: 8024.
- Zhou H., Yu Y., Tan X., Chen A., Feng J. 2014. Biological control of insect pests in apple orchards in China. *Biological Control* 68: 47-56.

10. ANEXOS

ANEXO 1. Descripción de los hábitats colindantes con las diferentes fincas del estudio, con especial hincapié en el aspecto de la vegetación.

ABADÍA RETUERTA

Los viñedos se encuentran rodeados por parches de masas regulares artificiales de pino piñonero (*Pinus pinea*) de diferentes edades y por zonas de encinar mediterráneo con pies de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), y algún quejigo (*Quercus faginea*) y alguna sabina albar (*Juniperus thurifera*). Además en la zona noroccidental la finca está limitada por el bosque de galería del río Duero.

CONCEJILES

La finca está limitada en su extremo norte por el bosque de ribera del río Guadiana. El resto de la finca se halla rodeada por terrenos de pastizal y en su parte suroccidental, como a unos 700 m de distancia, aparece una gran mancha de encinar maduro.

EL CHAPARRITO

Esta finca, sin embargo, se encuentra rodeada por otros cultivos de frutales y plantaciones de arroz y de otras gramíneas anuales. Su extremo norte está completamente delimitado por la ribera del río Alcazaba, afluente del Guadiana.

OLIVARES MEMBRILLA, VISTALEGRE, DE DISEÑO

En cuanto a los olivares mencionar que se encuentran inmersos en un mar agrícola y están rodeados por otros olivares, algún viñedo y cultivos cerealistas de secano principalmente. Además el Olivar de diseño de Valdepeñas muestra en varios puntos de su perímetro zonas agrícolas abandonadas ahora ocupadas por pastizal.

ANEXO 2. Principales especies ocupantes de los nidos artificiales en las fincas de nuestro estudio. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Carbonero común (*Parus major*), Herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*), Carbonero garrapinos (*Periparus ater*), Herrerillo capuchino (*Lophophanes cristatus*), Gorrión común (*Passer domesticus*), Gorrión molinero (*Passer montanus*), Avispa, Lirón careto (*Eliomys quercinus*). Autores: Marco de Mesa Cáceres y Daniel de las Heras Bravo.



ANEXO 3. Descripción detallada de la instalación de los nidos artificiales en cada finca de estudio.**ABADÍA RETUERTA**

Se sectorizó toda la superficie de viñedo en parcelas en función de las diferentes variedades de uva. En un primer momento, y con anterioridad al inicio del proyecto de la FIRE, en 2012 se instalaron un total de 36 cajas-nido en los postes metálicos dentro de los viñedos, a una altura aproximada de 1,5 m. El objetivo fue ensayar la posible ocupación de estos nidos por aves insectívoras en ausencia de estrato arbóreo, sin embargo, y viendo su ausencia total de ocupación en una primera revisión, se desestimó continuar revisando estas cajas-nido. Por ello, en este caso se decidió ubicar los nidos artificiales en la vegetación natural o seminatural del borde del viñedo, intentando fomentar que las aves insectívoras de las manchas forestales contiguas anidaran allí y se adentraran en el cultivo en búsqueda de alimento. Mediante un SIG, se obtuvo para cada una de estas parcelas o unidades experimentales la longitud de borde de la misma que lindaba con una zona de vegetación natural o seminatural. Este borde se dividió en los tres tipos de sectores arriba mencionados. En todas las parcelas, la longitud de borde con cajas-nido y sin ellas fue la misma, aunque esta longitud varió entre las distintas parcelas. El número de cajas-nido en cada parcela dependió de la longitud del borde de cada parcela. En total se instalaron 164 nidos artificiales en el borde del viñedo.

FRUTALES BADAJOZ

Se sectorizó toda la superficie de frutales en parcelas en función de los diferentes tipos de fruta. Cada parcela se dividió en los tres sectores mencionados. Se instalaron en este caso las cajas-nido en hileras en el interior de la matriz de los frutales, dejando los correspondientes 25 m de separación entre caja y caja. En la finca Concejiles se instalaron un total de 111 cajas-nido, mientras que en la finca El Chaparrito se instalaron 101 cajas-nido.

OLIVARES MEMBRILLA, VISTALEGRE, DE DISEÑO

Respecto a los olivares de Vistalegre y Membrilla, se utilizó el mismo diseño que para los frutales de Badajoz, disponiendo en este caso las cajas-nido en la zona de tratamiento en una malla de 30 m de lado. En el primero de ellos se pusieron 24 nidos artificiales y en el segundo también otros 24 nidos artificiales.

En el caso del olivar de diseño de Valdepeñas, no se pudieron delimitar los tres tipos de sectores debido a su escasa superficie; así como tampoco se pudieron colocar las cajas-nido en los olivos debido a su escaso porte (se trataba de ejemplares de tres años de edad). Por ello se instalaron pértigas metálicas, con una altura aproximada de 2,5 m, distribuidas en una malla de 30 m de lado. Sobre cada pértiga se colocó un nido artificial. En total se instalaron 17 cajas-nido. Once de ellas se cubrieron con 1 m² de brezo para vallas y/o unas ramas de olivo obtenidas de una poda con el fin de imitar una cierta cubierta vegetal sobre las mismas.

ANEXO 4. Descripción detallada del procedimiento de ubicación de orugas centinela en los experimentos de depredación.

METODOLOGÍA COLOCACIÓN ORUGAS CENTINELA

Se utilizaron individuos de la fase larvaria de la Polilla de la cera (*Galleria mellonella*), también conocidos como gusanos de la miel o camole. Estas larvas de lepidóptero son cebos de uso común en la pesca recreativa continental, y precisamente fueron adquiridas periódicamente en una fábrica de cebos para pesca. Se colocaron dos muestras de diez orugas cada una de ellas en el entorno de cada caja-nido seleccionada con ocupación exitosa. Las orugas se pincharon individualmente en ramitas con alfileres de cabeza coloreada para una mejor localización posterior. Las ramitas escogidas debían tener un diámetro adecuado, de alrededor de 0,5 cm o algo menos, para permitir posarse a los páridos y evitar, en la medida de lo posible, la depredación de las orugas centinela por parte de otras aves no ocupantes de los nidos artificiales. Asimismo, una orientación levemente vertical de las ramitas también ayudaría a tal fin. En las respectivas zonas control se colocaron el mismo número de muestras pareadas que para las zonas tratamiento, y se georreferenciaron con GPS para su posterior localización. Las muestras fueron colocadas a primera hora de la mañana con el propósito de aprovechar las horas de mayor actividad de la avifauna. Entre 6 y 8 horas después, las muestras fueron revisadas; dejando así un margen de tiempo suficiente para la exploración y depredación por parte de las aves. Se anotó el porcentaje de orugas depredadas en cada muestra.

Frutales Badajoz

En el caso de los frutales, las muestras siempre se localizaron dentro de los cultivos. En la zona de tratamiento, una de las muestras se disponía en el árbol contiguo al de la caja-nido ocupada (a unos 5 m de la misma) y la otra tres árboles más para allá del de la caja-nido ocupada (a unos 15 m de la misma) y en el lado opuesto al de la otra muestra respecto a la caja. Para la zona control el procedimiento fue el mismo, manteniendo esos aproximadamente 20 m de distancia entre las dos muestras y tomando como referencia un árbol cualquiera dentro de la zona control. El hecho de disponer una muestra a unos 5 m de la caja-nido y otra a unos 15 m tenía como objetivo evaluar el efecto de la distancia respecto a la caja-nido en el fenómeno de la depredación.

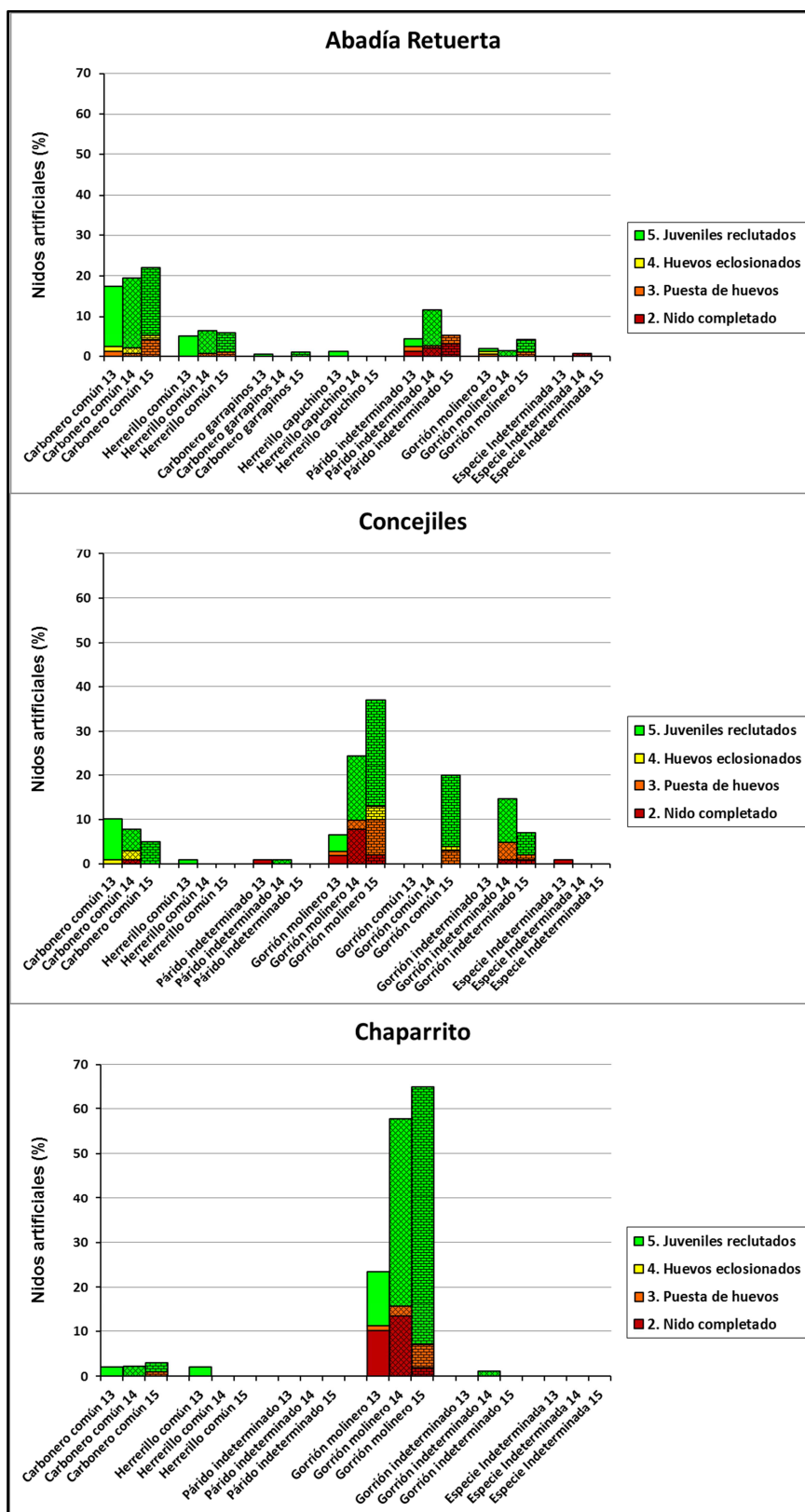
Abadía Retuerta

En los viñedos, y debido a la ubicación de los nidos artificiales en la vegetación del borde del cultivo, se colocaba en las zonas tratamiento una muestra de orugas en dicha vegetación en el entorno cercano de la caja-nido y la otra muestra en sarmientos (rama joven y delgada desarrollada en el mismo año) de una cepa de vid enfrente de la caja-nido, a unos 15 m de distancia aproximadamente. La cepa escogida debía estar en la segunda o tercera hilera de vides respecto al borde para evaluar así eficazmente el fenómeno de exploración en búsqueda de comida dentro del viñado. En las zonas control el procedimiento fue el mismo, tomando como referencia un punto con características adecuadas para la ubicación de las orugas dentro de dicha zona.

ANEXO 5. Frecuencias absolutas y relativas (%) de las diferentes categorías de uso de los nidos artificiales (cajas) de los viñedos de Abadía Retuerta (Valladolid) y los frutales de Concejiles y El Chaparrito (Badajoz) a lo largo de los tres años de estudio.

ABADÍA RETUERTA			
CATEGORÍA DE USO	Nº cajas 2013 (%)	Nº cajas 2014 (%)	Nº cajas 2015 (%)
0. Vacía o excrementos	63 (39%)	20 (13%)	10 (7%)
1. Indicios de nido	45 (28%)	22 (14%)	18 (12%)
2. Nido completado	2 (1%)	4 (3%)	4 (3%)
3. Puesta de huevos	5 (3%)	3 (2%)	11 (7%)
4. Huevos eclosionados	3 (2%)	2 (1%)	2 (1%)
5. Juveniles reclutados	39 (24%)	52 (34%)	40 (26%)
6. Otras especies	4 (2%)	52 (34%)	67 (44%)
CONCEJILES			
CATEGORÍA DE USO	Nº cajas 2013 (%)	Nº cajas 2014 (%)	Nº cajas 2015 (%)
0. Vacía o excrementos	41 (38%)	4 (4%)	0 (0%)
1. Indicios de nido	42 (39%)	10 (10%)	6 (6%)
2. Nido completado	4 (4%)	10 (10%)	3 (3%)
3. Puesta de huevos	1 (1%)	6 (6%)	11 (12%)
4. Huevos eclosionados	1 (1%)	2 (2%)	4 (4%)
5. Juveniles reclutados	15 (14%)	31 (30%)	47 (51%)
6. Otras especies	4 (4%)	39 (38%)	22(24%)
CHAPARRITO			
CATEGORÍA DE USO	Nº cajas 2013 (%)	Nº cajas 2014 (%)	Nº cajas 2015 (%)
0. Vacía o excrementos	14 (14%)	3 (3%)	1 (1%)
1. Indicios de nido	57 (58%)	32 (36%)	26 (31%)
2. Nido completado	10 (10%)	12 (13%)	2 (2%)
3. Puesta de huevos	1 (1%)	2 (2%)	5 (6%)
4. Huevos eclosionados	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
5. Juveniles reclutados	16 (16%)	41 (46%)	51 (60%)
6. Otras especies	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)

ANEXO 6. Frecuencias relativas de las categorías de uso de los nidos artificiales por las diferentes especies de aves en los viñedos de Abadía Retuerta (Valladolid) y en los frutales de Concejiles y El Chaparrito (Badajoz) a lo largo de los tres años de estudio. Nota: sólo representadas las categorías de uso desde 2. *Nido completado* a 5. *Juveniles reclutados*.



ANEXO 7. Resultados de los modelos lineales generalizados para las tres fincas en estudio.

Abadía Retuerta				
Efectos Aleatorios				
	Varianza	Desviación Std.		
Caja (Intercepto)	8.878	2.980		
Vecino	5.913	2.432		
Efectos Fijos				
	Coefficiente Estimado	Error Std.	Valor z	Pr(> z)
Intercepto	-1.949	0.430	-4.530	5.89e-06
Vecino	0.824	0.359	2.295	0.022
Año 2014	-0.469	0.232	-2.020	0.043
Año 2015	-0.250	0.179	-1.399	0.162
Vecino*Año 2014	0.331	0.214	1.544	0.122
Vecino*Año 2015	0.463	0.195	2.380	0.017
Concejiles				
Efectos Aleatorios				
	Varianza	Desviación Std.		
Caja (Intercepto)	6.958	2.638		
Vecino	1.817	1.348		
Efectos Fijos				
	Coefficiente Estimado	Error Std.	Valor z	Pr(> z)
(Intercepto)	-1.261	0.791	-1.594	0.111
Vecino	0.831	0.464	1.791	0.073
Año 2014	1.800	0.383	4.704	2.55e-06
Año 2015	1.620	0.373	4.339	1.43e-05
Distancia	-0.003	0.002	-1.708	0.088
Distancia*Año 2014	-0.004	<0.001	-4.167	3.08e-05
Distancia*Año 2015	-0.002	<0.001	-2.513	0.012
Distancia*Vecino	0.002	0.001	1.888	0.059
Chaparrito				
Efectos Aleatorios				
	Varianza	Desviación Std.		
Caja (Intercepto)	2.520	1.587		
Vecino	1.342	1.158		
Efectos Fijos				
	Coefficiente Estimado	Error Std.	Valor z	Pr(> z)
(Intercepto)	-1.767	0.474	-3.724	1.96e-04
Vecino	-0.657	0.239	-2.751	0.006
Año 2014	2.134	0.346	6.174	6.66e-10
Año 2015	2.681	0.362	7.407	1.29e-13
Distancia	0.003	0.001	2.731	0.006
Distancia*Año 2014	-0.001	6.93e-04	-1.854	0.064
Distancia*Año 2015	-0.001	7.26e-04	-2.013	0.044

ANEXO 8. Valores promedio de orugas centinela depredadas (en porcentaje) y valores del test de Wilcoxon para el análisis de muestras pareadas dependientes dispuestas tanto en zona Tratamiento como en zona Control en las tres fincas con ocupación por aves.

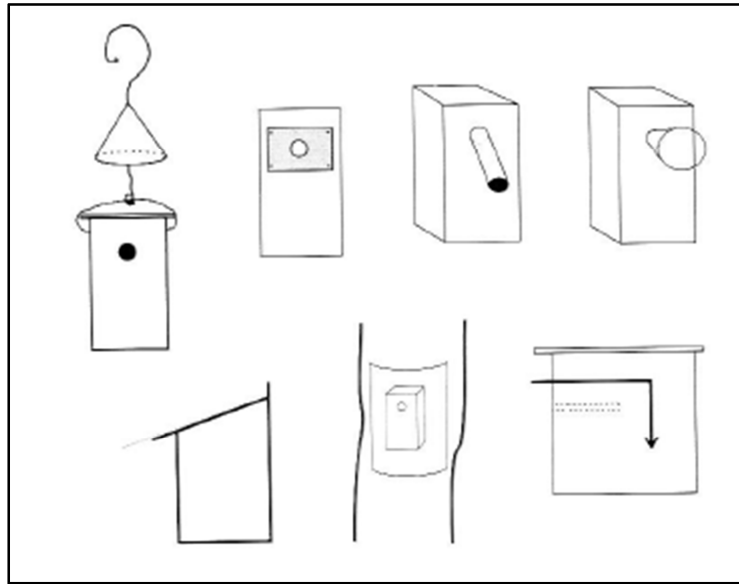
Muestras analizadas		Abadía Retuerta		Concejiles		Chaparrito	
		Promedio orugas depredadas (%)	Wilcoxon test	Promedio orugas depredadas (%)	Wilcoxon test	Promedio orugas depredadas (%)	Wilcoxon test
Total	Tratamiento	34.71	N = 170 T = 1347 Z = 1.95 p = 0.051	38.60	N = 114 T = 886 Z = 1.58 p = 0.114	21.60	N = 156 T = 643 Z = 2.65 p = 0.008
	Control	27.41		29.82		12.18	
Cerca	Tratamiento	59.06	N = 85 T = 618 Z = 1.65 p = 0.098	49.12	N = 57 T = 235 Z = 1.75 p = 0.080	26.67	N = 78 T = 65 Z = 3.44 p = 0.0006
	Control	47.18		36.14		9.74	
Lejos	Tratamiento	10.35	N = 85 T = 142 Z = 1.29 p = 0.259	28.07	N = 57 T = 209 Z = 0.48 p = 0.629	16.54	N = 78 T = 281 Z = 0.27 p = 0.784
	Control	7.65		23.51		14.62	
Páridos	Tratamiento	35.18	N = 162 T = 1325 Z = 1.74 p = 0.082	45.65	N = 46 T = 192 Z = 0.54 p = 0.589	35.00	N = 20 T = 15 Z = 0.89 p = 0.374
	Control	28.52		39.78		27.00	

Nota: El estudio se ha diferenciado en 4 análisis por cada finca: muestras totales, muestras cercanas, muestras lejanas, muestras en cajas ocupadas por páridos con éxito. En rojo valores estadísticamente significativos ($p < 0.05$). En naranja, valores de p cercanos al valor de $p < 0.05$ de significación estadística. Valores de p subrayados son aquellos estadísticamente significativos para el conjunto de los análisis ($p < 0.004$ según correcciones de Bonferroni).

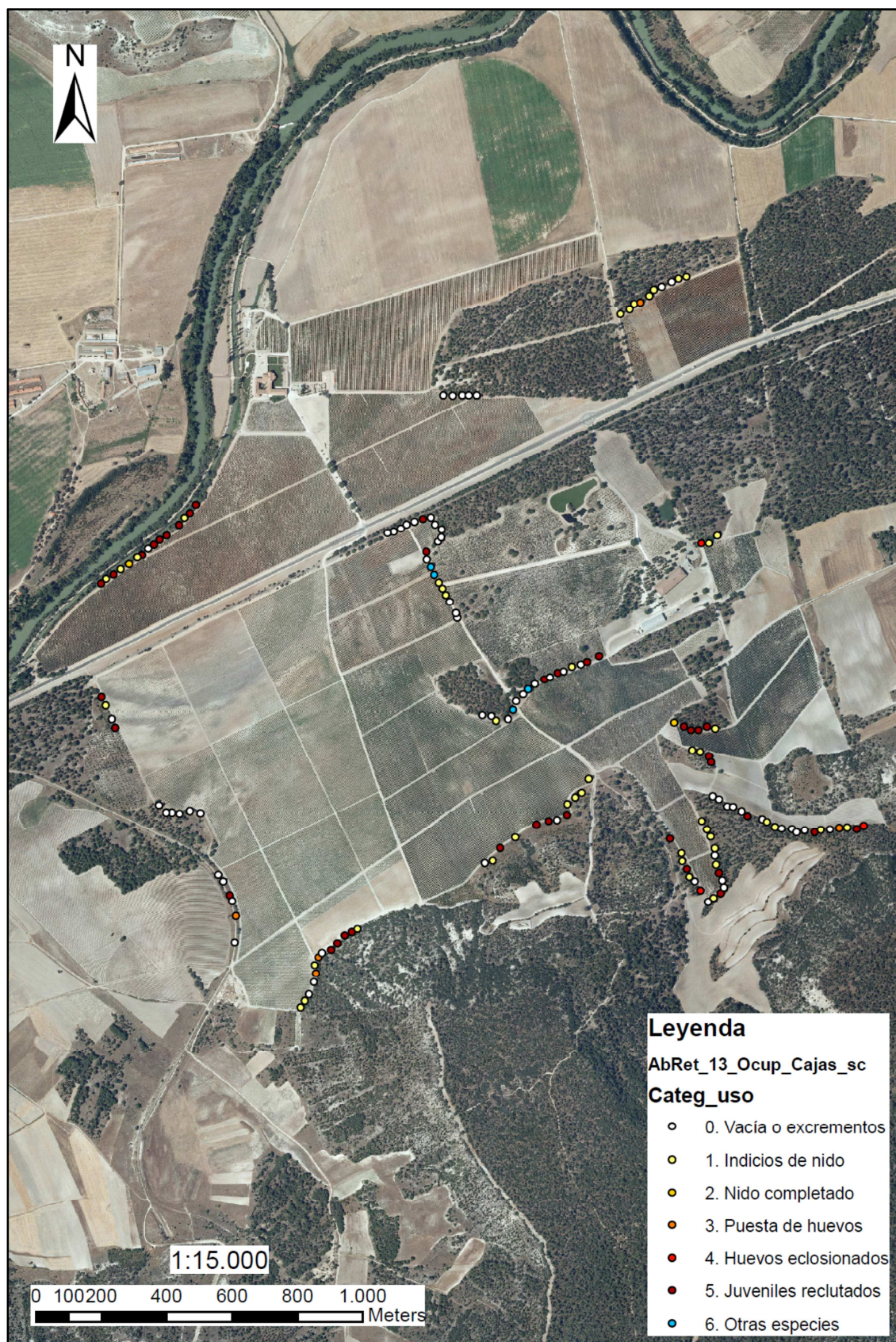
ANEXO 9. Tasas de consumo estimadas (expresadas en kg/año) de artrópodos por parte de las diferentes especies de aves insectívoras. Los resultados mostrados son los valores anuales de los tres años de este Trabajo, así como también los valores promedio, para las tres fincas en las que ha habido nidificación por parte de las aves. Se incluye además los datos de los pares nidificantes y la recluta promedio.

ABADÍA RETUERTA					
	Carbonero común (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Herrerillo común (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Carbonero garrapinos (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Herrerillo capuchino (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Consumo final estimado (kg/año)
2013	27/5,92/762,03	8/6,25/132,35	1/7,0/15,89	2/7,0/39,27	949,54
2014	41/5,26/1079,57	9/6,3/149,63	-	-	1229,2
2015	26/5,08/671,19	8/6,6/136,9	1/9,0/18,8	-	826,89
\bar{X} (kg/año)	837,6	139,63	11,56	13,09	1001,88
CONCEJILES					
	Carbonero común (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Herrerillo común (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Carbonero garrapinos (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Herrerillo capuchino (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Consumo final estimado (kg/año)
2013	10/6,9/310,33	1/6,0/16,14	-	-	326,47
2014	6/6,6/181,04	-	-	-	181,04
2015	5/6,2/145,13	-	-	-	145,13
\bar{X} (kg/año)	212,17	5,38	0	0	217,55
CHAPARRITO					
	Carbonero común (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Herrerillo común (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Carbonero garrapinos (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Herrerillo capuchino (Pares nidificantes/Recluta promedio/Consumo (kg/año))	Consumo final estimado (kg/año)
2013	2/5,5/54,04	2/6,5/33,90	-	-	87,94
2014	2/6,0/56,90	-	-	-	56,9
2015	2/8,0/68,37	-	-	-	68,37
\bar{X} (kg/año)	59,77	11,3	0	0	71,07

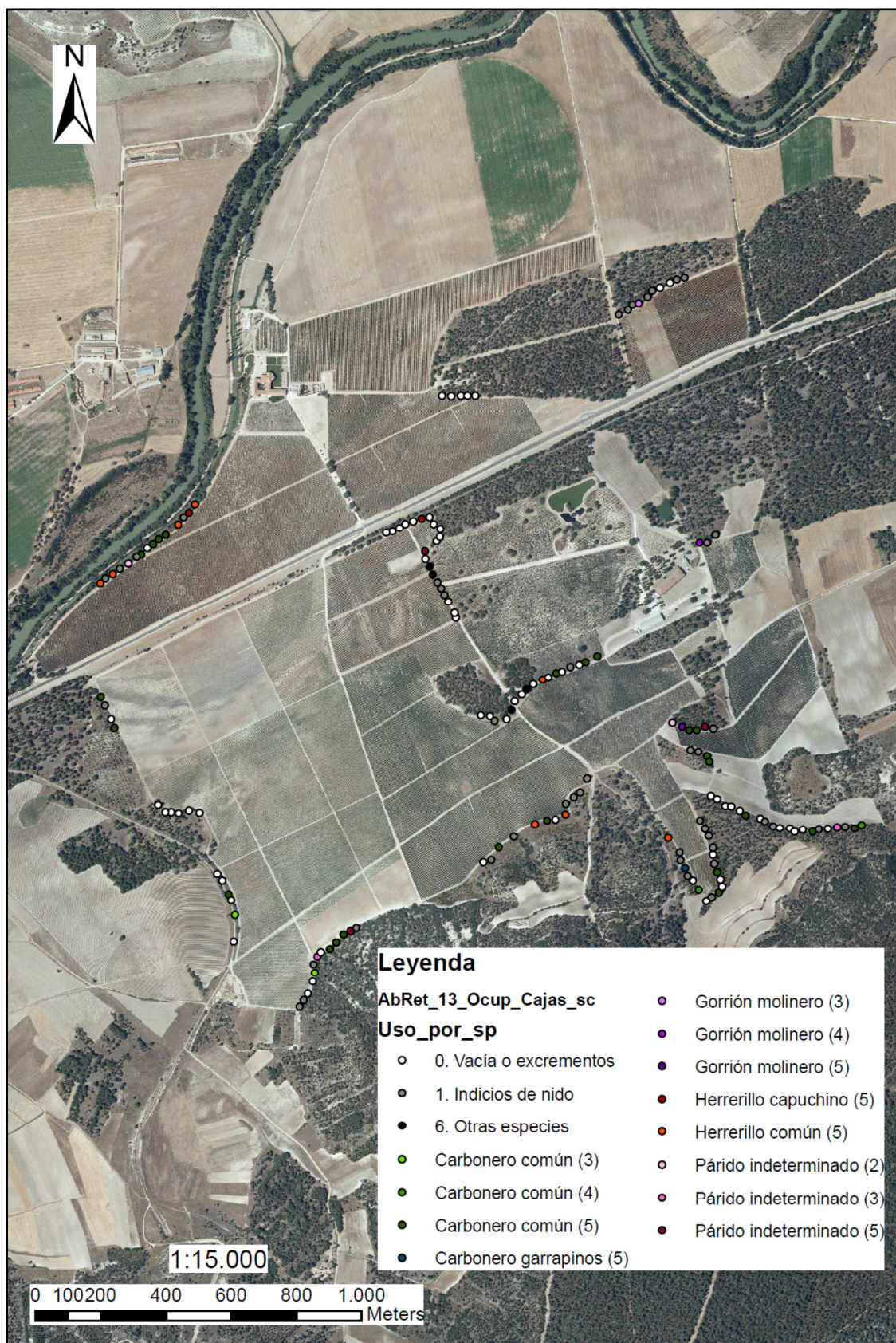
ANEXO 10. Distintos ejemplos de dispositivos estructurales antidepredadores en las cajas-nido. Fuente: Apuntes asignatura Restauración de Hábitats para la Fauna (Salvador Rebollo de la Torre). Máster en Restauración de Ecosistemas. Curso 2013-2014.



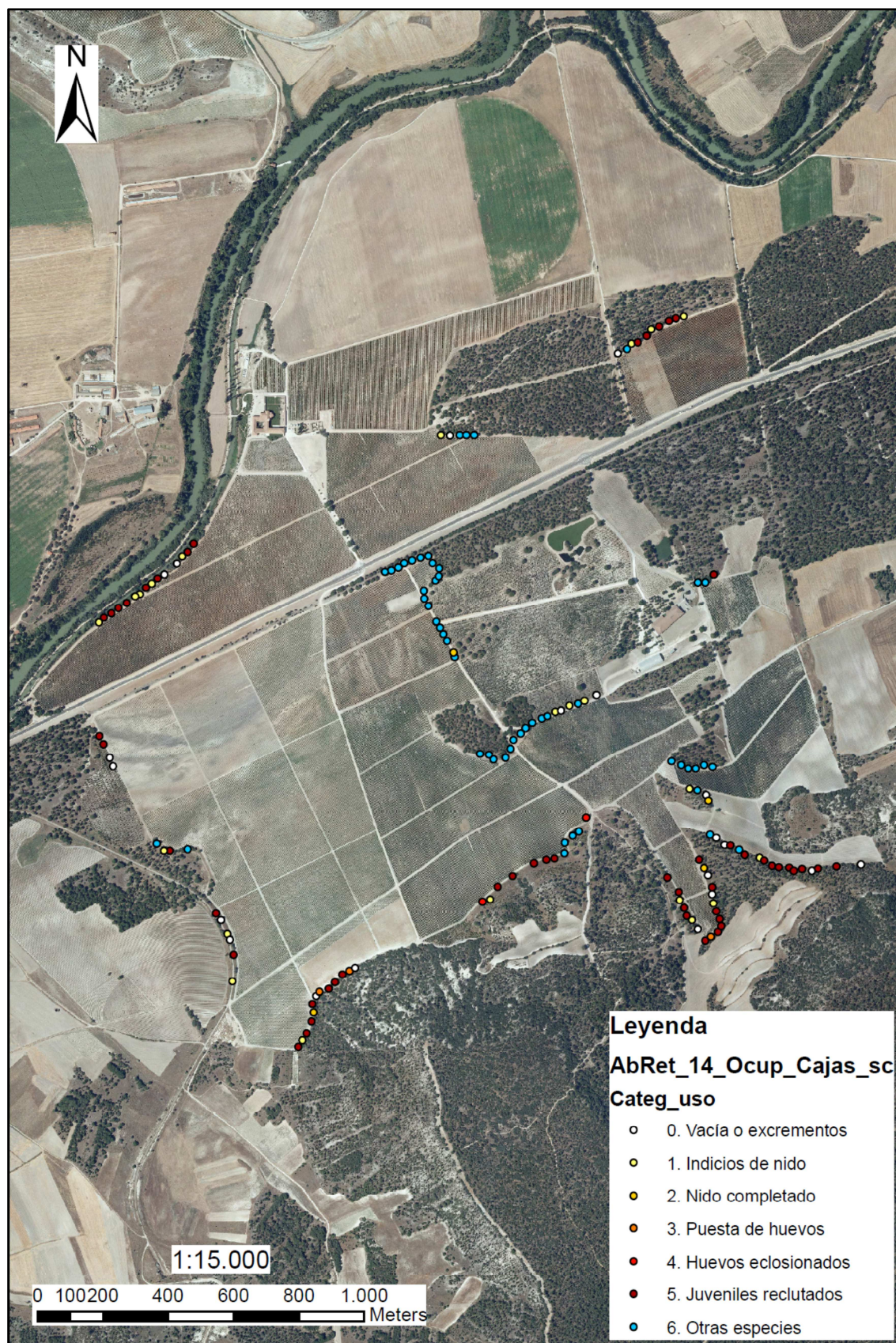
ANEXO 11. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “Abadía Retuerta” (Valladolid) en 2013.



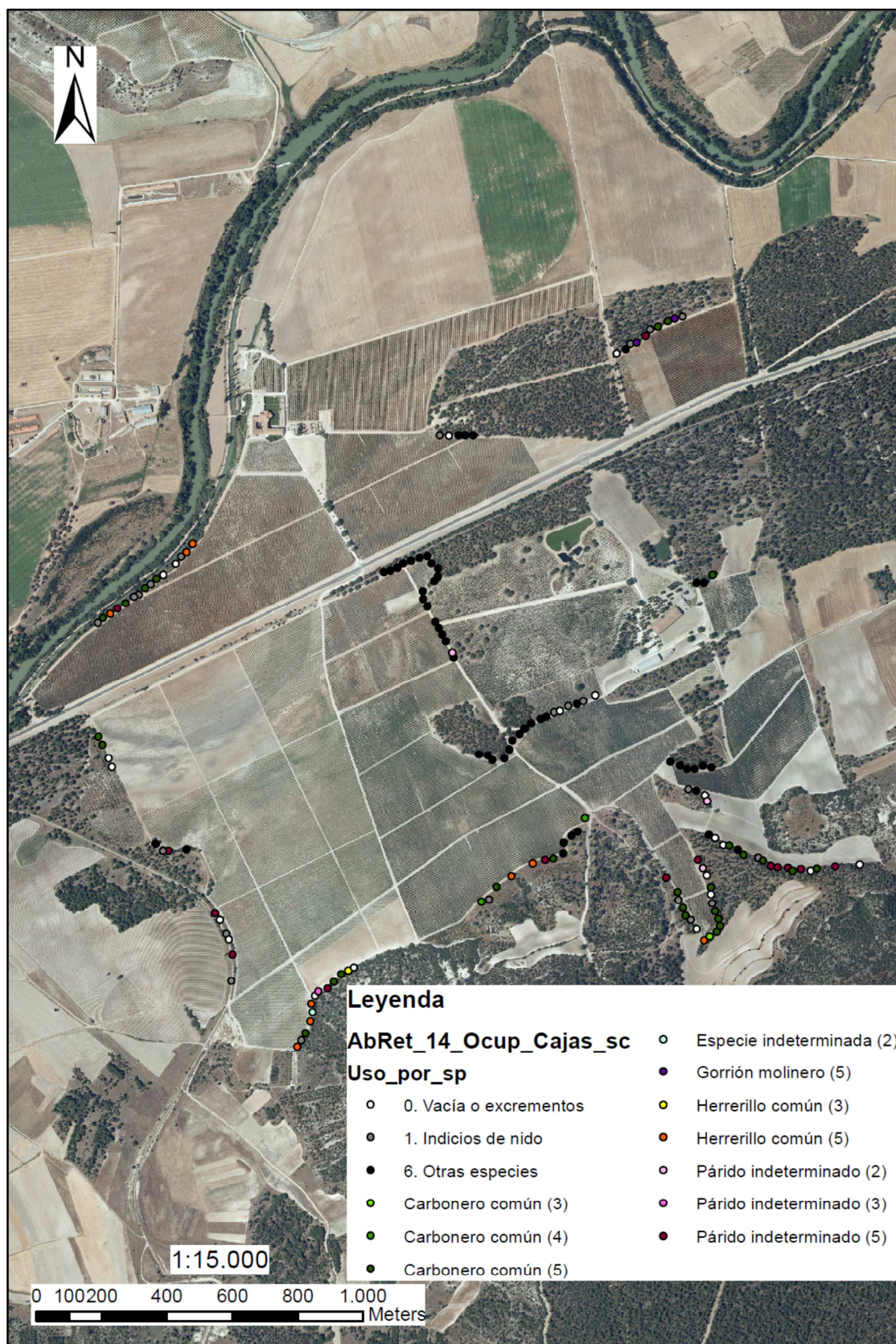
ANEXO 12. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “Abadía Retuerta” (Valladolid) en 2013.



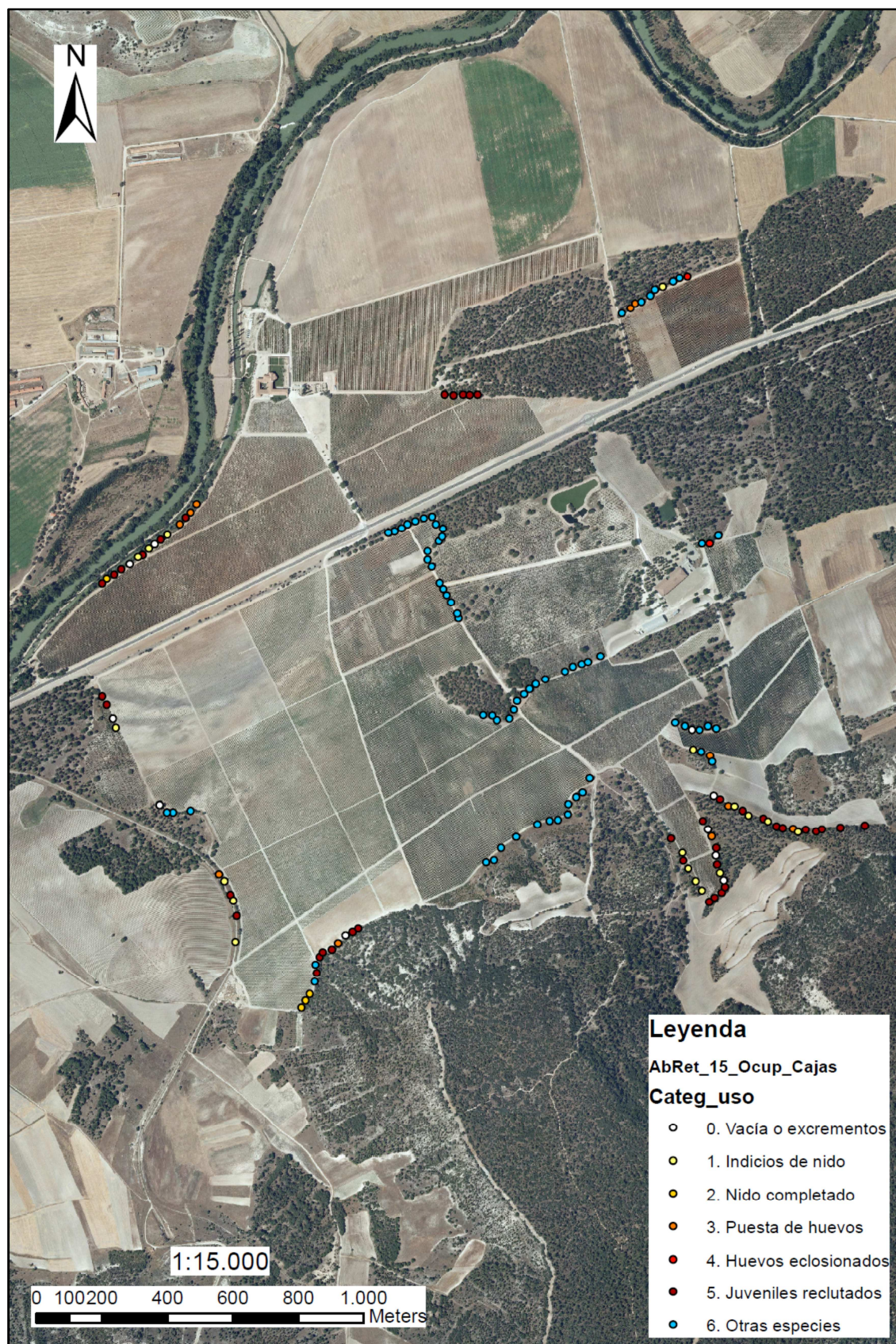
ANEXO 13. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “Abadía Retuerta” (Valladolid) en 2014.



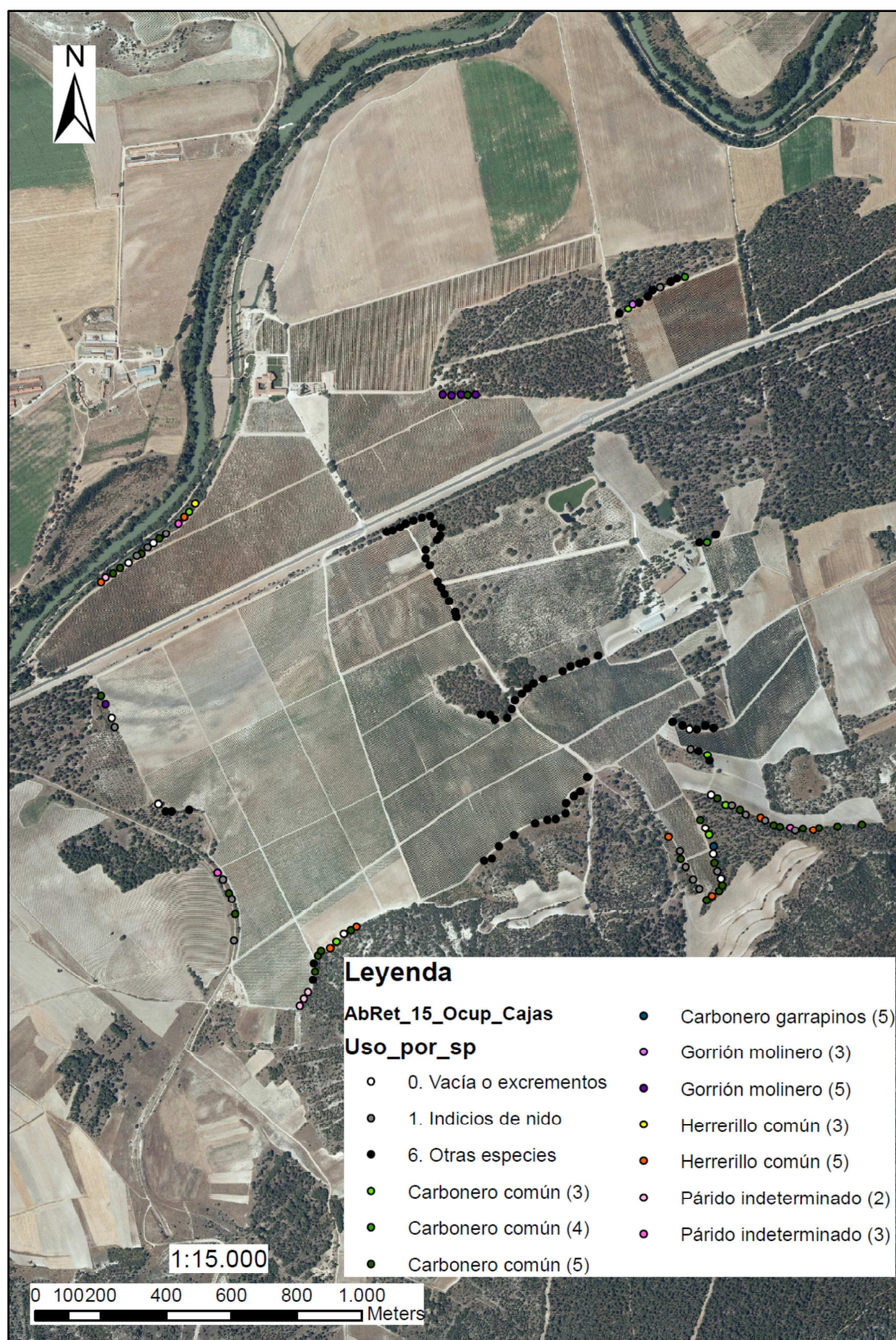
ANEXO 14. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “Abadía Retuerta” (Valladolid) en 2014.



ANEXO 15. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “Abadía Retuerta” (Valladolid) en 2015.



ANEXO 16. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “Abadía Retuerta” (Valladolid) en 2015.



ANEXO 17. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “Concejiles” (Badajoz) en 2013.



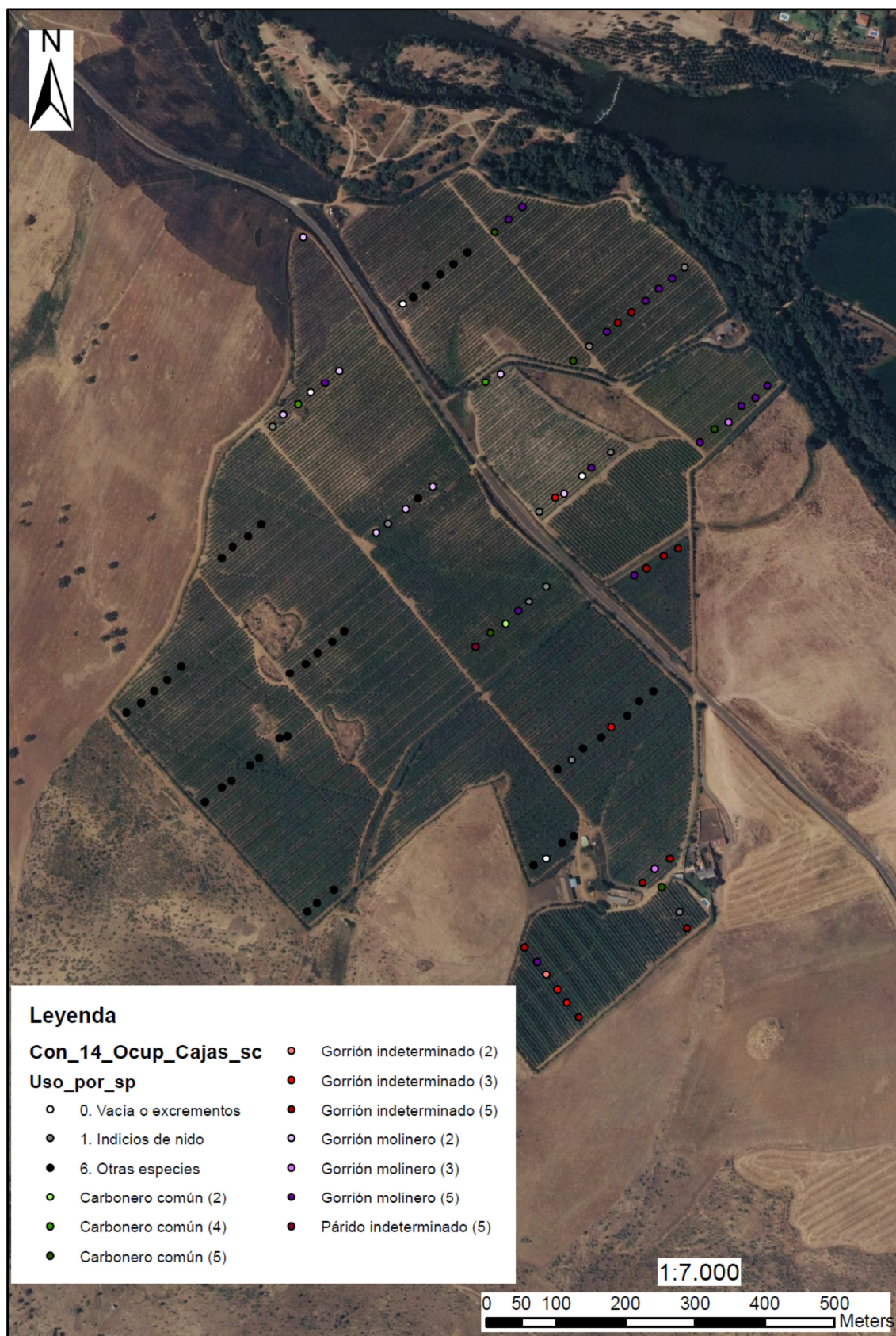
ANEXO 18. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “Concejiles” (Badajoz) en 2013.



ANEXO 19. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “Concejiles” (Badajoz) en 2014.



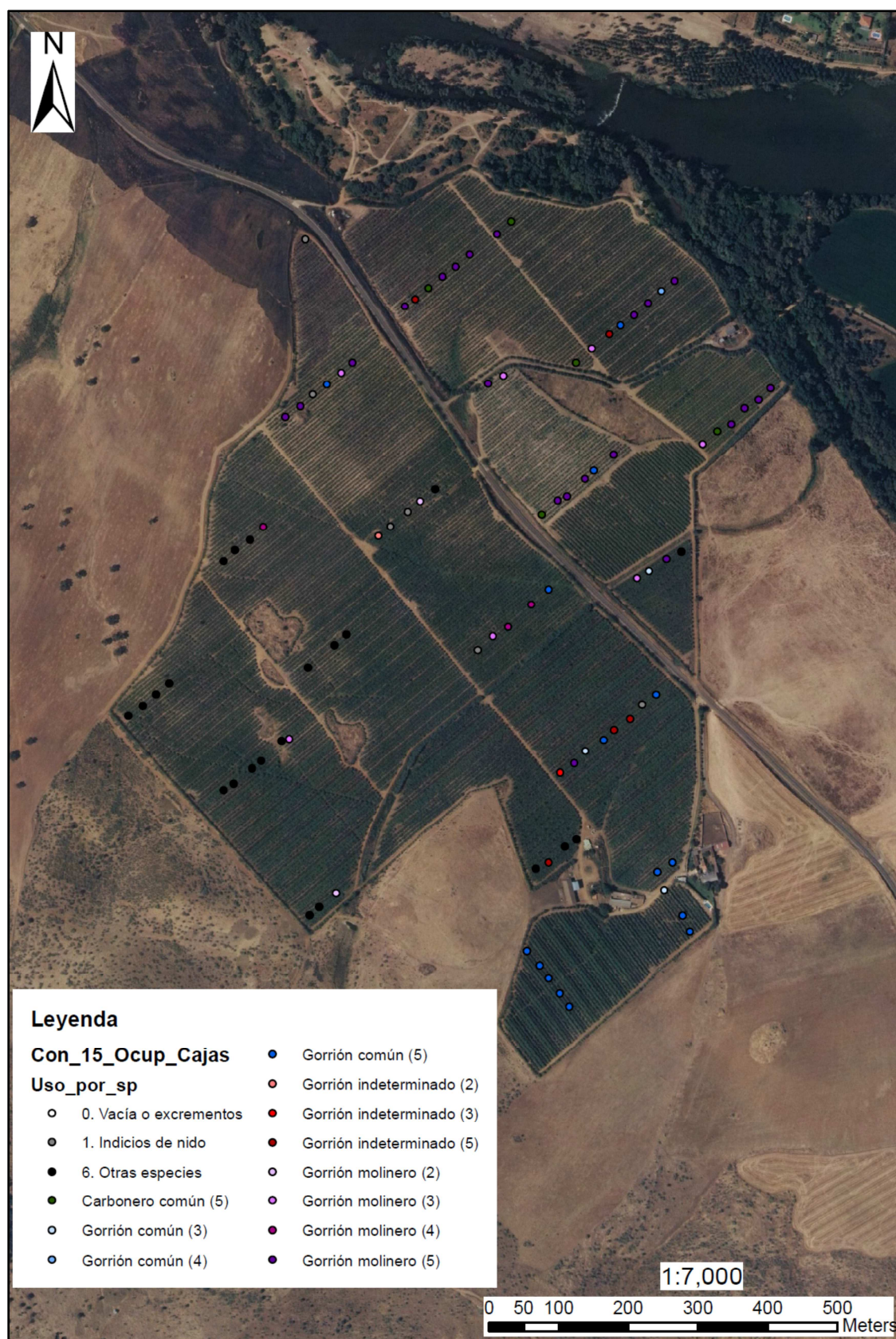
ANEXO 20. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “Concejiles” (Badajoz) en 2014.



ANEXO 21. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “Concejiles” (Badajoz) en 2015.



ANEXO 22. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “Concejiles” (Badajoz) en 2015.



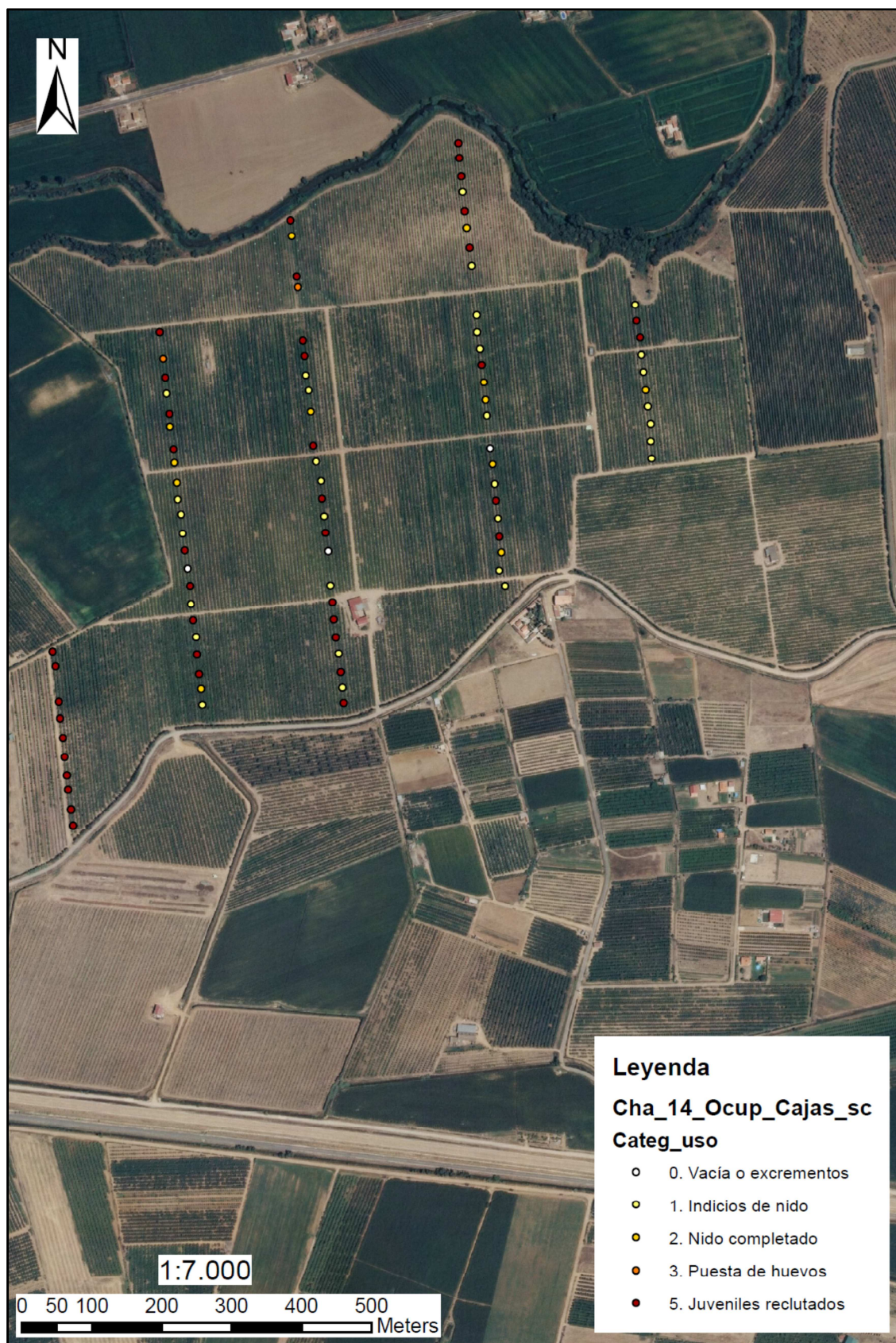
ANEXO 23. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “El Chaparrito” (Badajoz) en 2013.



ANEXO 24. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “El Chaparrito” (Badajoz) en 2013.



ANEXO 25. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “El Chaparrito” (Badajoz) en 2014.



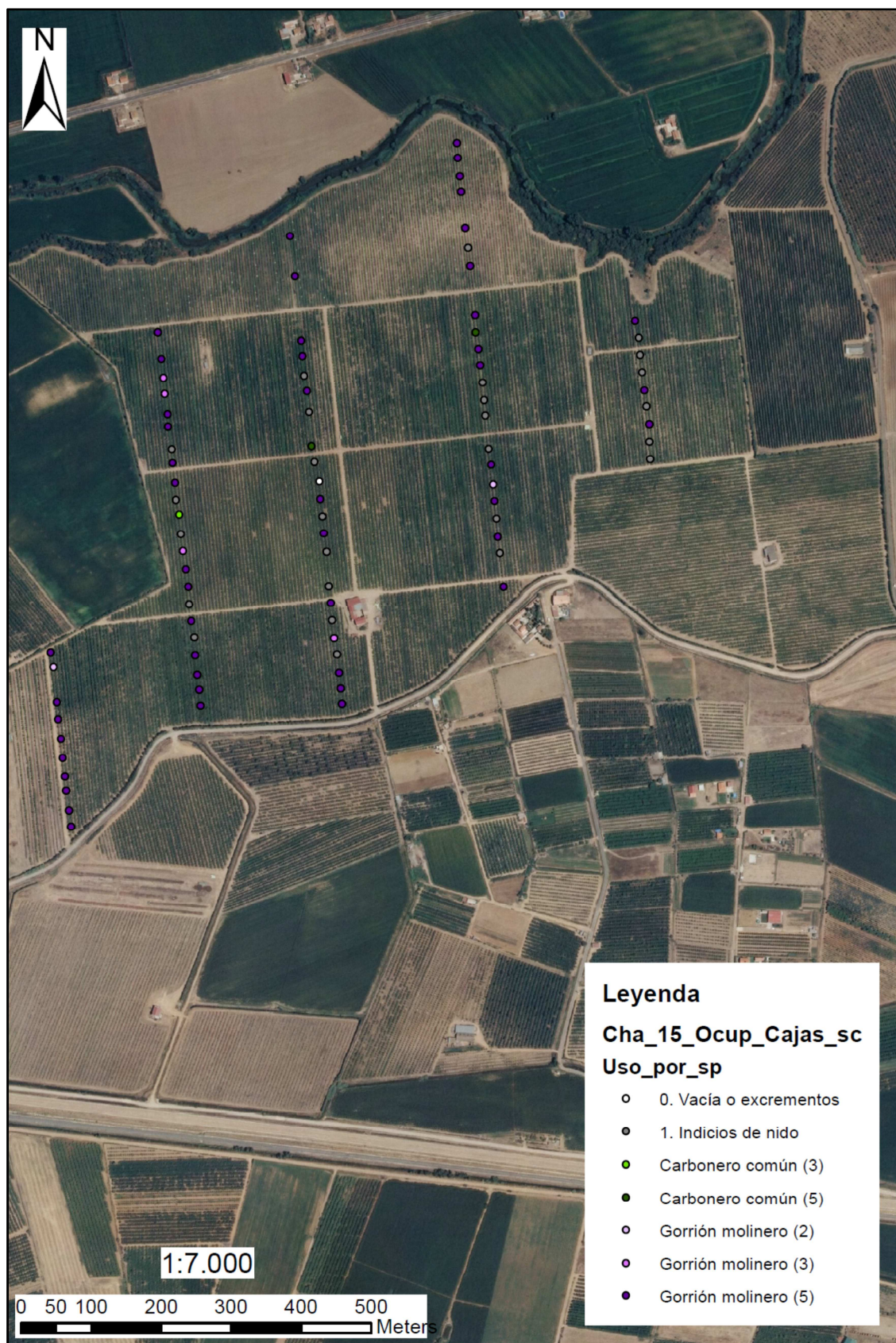
ANEXO 26. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “El Chaparrito” (Badajoz) en 2014.



ANEXO 27. Mapa de categorías de uso de los nidos artificiales en la finca “El Chaparrito” (Badajoz) en 2015.



ANEXO 28. Mapa de categorías de uso por especies de los nidos artificiales en la finca “El Chaparrito” (Badajoz) en 2015.



AUTORIZACIÓN PUBLICACIÓN TRABAJO FIN DE MÁSTER

D. Daniel de las Heras Bravo,

con D.N.I. nº 03140284W, como autor del Trabajo Fin de Máster con título: *Control aviar de plagas de artrópodos en cultivos leñosos mediterráneos* del Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas.

☐ AUTORIZA

☐ NO AUTORIZA

La publicación del trabajo fin de máster arriba mencionado, como material de uso pedagógico para el apoyo al estudio y la investigación.

Alcalá de Henares, 16 de septiembre de 2015

Fdo.: Daniel de las Heras Bravo

